Umfassende Zusammenschau von Freiland-Erkenntnissen über Fließgewässer-Ciliaten (Protozoa, Ciliophora)*

Hubert BLATTERER

Abstract: **Review on in situ studies of ciliates (Protozoa: Ciliophora) from running waters**. The knowledge published during the last decades about ciliates from rivers and streams is reviewed. Methods concerning sampling and indication of environmental parameters are mentioned. After a short general ecology, results concerning different habitat types are highlighted. Some of my own observations gathered during 15 years of applied saprobiology with ciliates in Upper Austria are included. A "by catch" in my applied studies, the epizoic and endozoic ciliates which are new records for Austria, shall initiate further research in this field.

Key words: Aufwuchs, ciliates, cyst, organic pollution, periphyton, review, saprobic index, Upper Austria.

Inhalt

* The author would like to dedicate this paper to Prof. Wilhelm FOISSNER on the occasion of his 60th birthday in recognition of his contribution to protozoology, protistan taxonomy and teaching.

1 Einleitung

Ich lernte Willi FOISSNER und seine Arbeitsweise sowie die Begeisterung für seine Forschungsobjekte bei den zoologischen Übungen und dem Fließgewässer-Kurs in Bad Gastein näher kennen. Professor Hans ADAM stellte uns den FOISSNER vor, als den damals schon berühmten Ciliaten-Forscher mit perioralem Wimpernkranz, in Anspielung auf Frisur und Bart. Wozu also in die Ferne schweifen und irgendwo im Ausland nach Möglichkeiten suchen, wenn das (der) Gute doch so nah ist. Daher wandte ich mich 1987 nach meiner Australien-Reise an Willi FOISSNER, ob er nicht auch ein Meeres-Cilaten-Projekt hätte – na wenigstens ein Süßgewässer-Diplomarbeitsthema. Es half alles nichts, ich durfte mit den Boden-Ciliaten aus Australien anfangen. Aber gar so trocken wie die Bodenproben von Downunder war das Thema dann doch nicht und schließlich blieb ich als Assistent bei Willi, wechselte aber zu den Ciliaten der Fließgewässer. Dann fand ich meine fachlich passende Berufung beim Gewässerschutz des Amtes der oberösterreichischen Landesregierung. Willi hat mich und alle seine Mitarbeiter immer beinhart auf Genauigkeit getrimmt und die Härten des wissenschaftlichen Publizierens gelehrt. Auch wenn ich ihn manchmal dafür verflucht habe, so habe ich doch sehr viel davon profitiert. Ich bin sehr froh und dankbar, dass mich Willi auch während der langen Dauer meiner Dissertation fachlich, sei es mit Literatur oder Rat und Tat, immer unterstützt hat. Weiters hoffe ich,

dass er noch lange sein immenses Wissen um die von ihm so sehr geliebten Wimpertiere erweitern und weitergeben kann.

Der vorliegende Review entstand als Einleitung zu meiner Dissertation. Ich beschäftigte mich während meiner Studienzeit in Salzburg und beim Gewässerschutz des Landes Oberösterreich hauptsächlich mit Ciliaten in Fließgewässern. Es lag daher nahe, die gesammelte Literatur über Freilandergebnisse zu diesem Thema aufzuarbeiten und zusammenzustellen, gleichzeitig aber auch eigene Ergebnisse und Erfahrungen einfließen zu lassen. In dieser Hinsicht soll diese Zusammenschau einen Überblick über die Freiland-Forschung an Ciliaten in Fließgewässern vermitteln. Vielleicht ist es für jemand auch eine Initialzündung sich forschend auf Wissenslücken zu stürzen.

Verglichen mit dem Makrozoobenthos ist der Wissensstand über Ciliaten in Fließgewässern immer noch gering. Und das, obwohl die Ciliaten im Fluss-Ökosystem eine „Schwerindustrie" darstellen. Sie machen dem übrigen Ökosystem im Fluss eine große Energiemenge zugänglich und haben daher einen hohen Anteil an der Mineralisierung der Abbauprodukte (SCHÖNBORN 1982).

2 Methoden

Grundlegende Methoden für die Probenahme und Untersuchung von Ciliaten bei der Bestimmung der Gewässergüte in Fließgewässern wurden von FOISSNER et al. (1991) zusammengestellt. Für Plankton-Ciliaten wurden die Methoden aktualisiert und erweitert (FOISSNER et al. 1999). Methoden zur biologischen Wasser- und Gewässeruntersuchung wie Probenahme mit Glasobjektträgern, Folien, Polyurethan-Schwämmen, Naturbadeschwämmen oder Laubbeutel und Konservierungs-, Färbe- und Imprägnations-Techniken sind in TÜMPLING & FRIEDRICH (1999) zu finden. Leider ist KRIEG (1999) bei der besprochenen Deckglasmethode, welche z.B. von BLATTERER (1995) zur semiquantitativen Erfassung von Ciliaten-Abundanzen verwendet wird, ein grundlegender Fehler unterlaufen. Bei seinen Untersuchungen haben sich die relativ kurzen Expositionszeiten von mindestens 30–80 Minuten nicht bewährt. Gewöhnlich stellte sich erst nach 3–5 Stunden eine Besiedlung auf den Deckgläsern ein; sehr häufig wurde sie frühestens nach 8–12 Stunden beobachtet. Offenbar wurde die Besiedlungsgeschwindigkeit und -dichte der Deckgläser verändert und zwar dadurch, dass die im Freiland entnommenen Proben vor der Analyse in Petrischalen oder Bechergläser überführt wurden. Die Störung der Probe durch den Umfüllprozess bewirkte vermutlich bereits einen unbeabsichtigten Einfluss auf die Ciliaten. Aber viel wichtiger dürfte die Veränderung des Oberflächen/Volumen-Verhältnisses der Probe sein, welches in den flachen Petrischalen offenbar entscheidend gegenüber den von mir verwendeten Weithalsgefäßen verändert wurde. Dadurch wird etwa die Sauerstoff-Zehrung herabgesetzt, was wiederum die Besiedlungsgeschwindigkeit der Ciliaten auf das Deckglas mindert (BERGER & FOISSNER 2003).

Daten zu Abundanz, Biomasse und vor allem Produktion oder Mortalität im Freiland sind immer großen Schwankungen unterworfen (z.B. Tabelle 5 in PACKROFF & ZWICK 1998). Das liegt zum einen in der natürlichen, vor allem durch Strömungsmuster bedingten Heterogenität der (Mikro-)Lebensräume, zum anderen an den unterschiedlichen Sammel- und Messmethoden der Untersucher.

Ein weiteres Problem bei den meisten Studien ist die bislang eher unbefriedigende Bestimmungsgenauigkeit. In vielen ökologischen Arbeiten werden die Ciliaten nur auf Familien- oder ein anderes Großgruppenniveau bestimmt oder gar nur in Größenklassen oder Fresstypen eingeteilt.

3 Kurze allgemeine Ökologie

Die Strömung stellt die höchsten Anpassungsanforderungen an die Besiedler der Fließgewässer. Führt die Strömung über Substratflächen, so bildet sich infolge der Reibung eine Grenzschicht mit einem starken Geschwindigkeitsgefälle zum Substrat hin aus. Die Struktur der so genannten Prandtlschen Grenzschicht ist ein wesentlicher Faktor für die Verteilung der Organismen in den Habitaten. Bei einer Strömungsgeschwindigkeit von 1 m s^{-1} beträgt die Grenzschicht unter 1 mm (SCHÖNBORN 1992c). Besondere Anpassungen befähigen vagile Ciliaten, auch bei höherer Strömungsgeschwindigkeit, innerhalb der Grenzschicht zu existieren. Der Zellkörper ist abgeflacht und die Bewimperung befindet sich überwiegend oder ausschließlich auf der dem Substrat zugewandten Seite. Ein besonderes Merkmal dieser Ciliaten ist, dass sie bei Störung oft haptisch reagieren (z.B. *Chilodonella*, *Gastronauta*, *Trochilia*). Diese morphologischen Anpassungen und Verhaltensmerkmale verringern die Gefahr, über die Grenzschicht hinaus in den Freiwasserbereich zu geraten und verdriftet zu werden (BUITKAMP 1997, 2000). Üblicherweise dominieren die sessilen Peritrichen und Suktorien im Aufwuchs (z.B. SCHMITZ 1985; RIEDEL-LORJÉ 1981, KRIEG & RIEDEL-LORJÉ 1991). Größere Abflussmengen schmälern die Nahrungsbasis der Ciliaten durch Ausschwemmung und geringere Sedimentation des abbaubaren organischen Materials, wodurch auch das Bakterienange-

bot für die sessilen Strudler sinkt. Je höher die Fließgeschwindigkeit an der Sohle ist, desto geringer ist die Arten- und Individuenzahl der Ciliaten des Aufwuchses und desto deutlicher wird die Strömung zum übergeordneten ökologischen Faktor (SCHMITZ 1985; ALBRECHT 1986; BUITKAMP 2000). Es zeigte sich aber, dass stabile organotrophe Aufwüchse für kurze Zeit den nicht festgehefteten Ciliaten genügend Schutz vor Ausschwemmung bieten (STÖSSEL 1987). SCHMITZ (1985) stellte daher neben der haptischen *Chilodonella uncinata* auch das vagile *Cyclidium glaucoma* bei Strömungen von 0,5–0,8 m s^{-1} fest. Sie ermittelte im Rhein an eingehängten Glas-Objektträgern einen von Ciliaten tolerierten oberen Grenzwert für die Strömungsgeschwindigkeit von >0,8 m s^{-1}.

Die Räuber-Beute-Interaktionen vor allem in Biofilmen (Aufwuchs) sind äußerst komplex. Einflüsse und Zusammenhänge können oft nur durch detaillierte Mikrokosmos-Untersuchungen belegt werden und fallen bei Freilandstudien mit anderen Fragestellungen kaum auf. Das zeigen viele Arbeiten zu induzierten Gestaltsumwandlungen, Verhaltensänderungen sowie Schutz- und Verteidigungsstrategien bei Ciliaten, ausgelöst etwa durch chemische Signale (Kairomone). Andererseits sind auch von Bakterien, Cyanobakterien oder Algen Abwehrmechanismen gegenüber dem Gefressenwerden von Ciliaten bekannt.

Nicht zu vergessen sind zahlreiche Studien z.B. zu Strömung, Versauerung, Temperatur, Salzgehalt und Selbstreinigung in Modellgewässern sowie Toxizitätstests mit Ciliaten. Erwähnt sei etwa auch das Überleben von humanpathogenen Bakterien in den Nahrungsvakuolen von Ciliaten. Die Diversität an möglichen Interaktionen sprengt den Rahmen dieses Übersichtsartikels bei weitem. Es sei nur beispielsweise auf neuere zusammenfassende Arbeiten von KUHLMANN (1999), MADONI (2000), MCCORMICK et al. (1997), PARRY (2004) oder WIACKOWSKI et al. (2004) verwiesen. Neueste Erkenntnisse aus Fließzellen-Experimenten mit Rheinwasserdurchfluss gibt es aus der Arbeitsgruppe von Hartmut ARNDT (Köln; persönliche Mitteilung), sowie aus Rinnenversuchen und Mikrokosmen mit Salzach-Sedimenten aus der Arbeitsguppe von Ulrike BERNINGER (Salzburg; persönliche Mitteilung). Viele autökologische Details von Fließgewässer-Ciliaten wurden schon bei SCHÖNBORN (1992c) und den jeweiligen Arten im Ciliaten-Atlas angeführt (FOISSNER et al. 1991, 1992a, 1994, 1995). Die Einarbeitung älterer Literatur erfolgt daher in dieser kurzen Einleitung nur gelegentlich.

4 Biotoptypen in Fließgewässern

Der Aufwuchs (syn. Bewuchs, Periphyton) bildet zusammen mit der Organismengesellschaft der Sediment-Wasser-Kontaktzone das Mikrobenthos. Er ist eine komplexe Lebensgemeinschaft aus Bakterien, Pilzen, Algen, Protozoen und kleinen Metazoen. Die Organismen leben sessil, semisessil oder vagil und besiedeln mehr oder weniger alle natürlichen und künstlichen Substrate. Je nach Alter und Nahrungsangebot ist der Aufwuchs wenige Mikrometer bis mehrere Zentimeter dick (z.B. Algenwatten) und besitzt eine mehr oder minder komplizierte Raumstruktur. Innerhalb des Aufwuchses herrschen besondere biotische und abiotische Verhältnisse (FOISSNER et al. 1995).

Die Artenzusammensetzungen der Ciliaten-Zönosen in Seen und Flüssen ähneln sich, jedoch gibt es biotopspezifische Arten. Innerhalb eines Gewässers unterscheiden sich etwa die Ciliaten des Freiwassers (Pelagial) von denen des Gewässergrundes (Benthal). Allerdings findet man bisweilen auch die meisten typischen Benthosorganismen im Plankton, z.B. wenn die anoxische Zone eines Stehgewässers über das Sediment ins Freiwasser hinausgeht (FINLAY et al. 1997, FINLAY & ESTEBAN 1998a, FINLAY & MABERLY 2000). Die Uferzonen (Inundationszonen) zeigen deutliche Abfolgen in ihrer Ciliaten-Besiedlung (z.B. TIRJAKOVÁ & MATIS 1987, TIRJAKOVÁ 1992). Mikrolebensräume wie etwa Faulschlamm, Laubansammlungen, Cyanobakterien-Polster (*Phormidium*), Pilz-Rasen (*Leptomitus*), Bakterien-Rasen (*Sphaerotilus*, *Beggiatoa*) etc. beherbergen jeweils typische Ciliaten (z.B. HUL 1986; SCHÖNBORN 1992c). Viele Autoren stellten fest, dass es keine charakteristischen Fließgewässer-Ciliaten gibt (z.B. SCHÖNBORN 1992c). Allerdings wurden erst vor kurzem einige kleine haptische Arten beschrieben, welche bisher fast immer in strömenden Bächen gefunden wurden, etwa *Pseudochlamydonella rheophila* und *Hackenbergia langae* (BUITKAMP et al. 1989; FOISSNER 1997b; eigene Untersuchungen).

Von ŠRÁMEK-HUŠEK (1958) und FOISSNER et al. (1995) wurden Ciliaten-Gesellschaften definiert. Sie tragen den Namen der bedeutendsten Art oder Arten-Gruppe, die diesen Lebensraum oder einen Lebensraum mit bestimmten Umweltfaktoren besiedelt. Für Fließgewässer sind das das Metopetum im Faulschlamm, das Colpidietum colpodae in der polysaproben Selbstreinigungsstufe, das Trithigmostometum cucullulae und das Carchesietosum polypinae in der alpha-mesosaproben Selbstreinigungsstufe, das Stentoretum in der beta- bis alpha-mesosaproben Selbstreinigungsstufe, das Pleuronemetum coronatae in der beta-mesosaproben Selbstreinigungsstufe, die Cyrtophoretea Gesellschaft des vagilen Aufwuchses und die Oligotrichetea Gesellschaft des Pelagials.

Bisher konnten keine Ciliaten-Gesellschaften für oligosaprobe Fließgewässer abgegrenzt werden. FOISSNER et al. (1995) versuchten basierend auf nur spärlichen Erfahrungen eine oligosaprobe Ciliaten-Gesellschaft zu definieren. Sie wird von kleinen und kleinsten, meist Kieselalgen fressenden Cyrtophoriden (z.B. *Pseudochilodonopsis polyvacuolatus*, *Chlamydonella* spp.), Colpodiden (z.B. *Kreyella* spp., *Pseudochlamydonella rheophila*, *Rostrophrya* sp.), Prostomatiden (z.B. *Urotricha synuraphaga*) und Hypotrichen (z.B. *Diaxonella trimarginata*) gebildet, von denen viele wohl noch nicht beschrieben worden und praktisch alle nicht in das Saprobiensystem eingestuft sind. Allerdings fand ich selbst die meisten dieser Arten auch in der Mesosaprobie. FOISSNER & MOOG (1992) fanden *Pseudochlamydonella rheophila* in der Unteren Traun, nachdem sich die Gewässergüte von der Alpha-Mesosaprobie auf beta- bis alpha-mesosaprobe Verhältnisse gebessert hatte, also auch noch lange nicht Oligosaprobie! Auch PACKROFF & ZWICK (1996) oder MADONI & BASSANINI (1999) konnten keine oligosaprobe Zone definieren. Die meisten Arten konnten in dieser Zone leben, aber Nahrungsknappheit limitierte ihre Abundanz. Daher fanden sie in den sauberen Probestellen einen hohen Prozentsatz an algivoren Ciliaten, aber gleichzeitig nur eine kleine Anzahl von Individuen.

4.1 Steinoberflächen – Objektträger

WIDERA (2000) versuchte in seinen über 22 Monate lang wöchentlich durchgeführten Studien den Einfluss von Hochwässern und Mischwassereinleitungen im Schondelle-Olpkebachsystem (Deutschland) auf die Protozoen zu erfassen. Insgesamt fand er auf den eingehängten Objektträgern 125 Ciliaten-Taxa. Die mittlere Abundanz lag bei 250 Individuen cm^{-2}. Durchschnittlich wurden 25 Taxa je Probe gefunden. Insgesamt war vor allem eine Förderung bakterivorer, sessiler Protozoen unterhalb eines Regenüberlaufes der Mischkanalisation erkennbar. Unmittelbar nach einer Mischwassereinleitung waren kaum Effekte feststellbar. Auswirkungen einzelner Regenereignisse wirkten über den Eintrag von Nährstoffen und Bakterien, konnten jedoch erst nach 1–2 Wochen nachgewiesen werden. Vermutlich war die Wahl der Probestelle zu knapp (50 m) unterhalb der Mischwassereinleitung angelegt, um eventuell weitere Einflüsse feststellen zu können. Von den Ereignissen ausgehend, können sich im Bachsediment Nährstoffe und Bakterien anreichern, die nicht nur zeitlich, sondern auch räumlich verzögert wirken. Darauf deutet eventuell eine hohe Taxazahl (60) an einer Probestelle mehrere 100 m unterhalb der Mischwassereinleitung hin, wogegen an 12 anderen Untersuchungsstellen des Schondelle-Olpkebachsystems im Durchschnitt nur 35 Taxa gefunden wurden.

WIDERA (2000) stellte auch fest, dass die Hochwässer distinkte Änderungen der Abundanzen und Dominanzen der Organismen bewirkten. Es bestanden jedoch graduelle Unterschiede zwischen den Effekten der Hochwässer und Mischwassereinleitungen. Der Abfluss bzw. der hydraulische Stress während der Ereignisse war dagegen für Protozoen des Aufwuchses von untergeordneter Bedeutung. Bei der Besiedlung von Objektträgern ist zu bedenken, dass die Individuenzahlen verschiedener Zählstreifen auf demselben Objektträger zum Teil erhebliche Schwankungen aufweisen, was auf eine geklumpte Verteilung der Organismen zurückzuführen ist (PACKROFF 1994). Auch der Fraß durch Meiofauna (Gastrotrichen, Rotatorien) bzw. Makrozoobenthos (z.B. *Chaetogaster diastrophus*, *Ancylus fluviatilis*) kann einen erheblichen Einfluss auf die Ciliaten-Besiedlung haben (SCHÖNBORN 1992a, b, 1995; PACKROFF 1994), vor allem wenn man bedenkt, dass Ciliaten in Fließgewässern relativ lange Generationszeiten haben. In der Saale wurden 15 bis mehr als 336 Stunden (durchschnittlich 143) gemessen. Die Generationen pro Jahr betrugen 5–63 für die einzelnen Arten. Die Mortalität in der Ciliaten-Gemeinschaft schien relativ konstant zu sein und betrug etwa 5–10 % pro Tag. Die Produktion an Protozoen kann extrem diskontinuierlich verlaufen. In kleineren Flüssen ist sie stark von der Wasserführung abhängig und daher sehr unterschiedlich in den einzelnen Jahren (SCHÖNBORN 1982, 1992a).

FUKUDA et al. (2004) entnahmen Steine mit unterschiedlichen Methoden aus drei japanischen Bächen. Zum einen der Strömung ausgesetzt und vom Substrat abgehoben, zum anderen direkt am Boden in das Probegefäß geschoben und damit entnommen. Sie fanden nur bei 2 von 21 Proben einen signifikanten Unterschied in der Ciliaten-Abundanz (durchschnittlich 5–8827 Individuen cm^{-2}) und konnten einen signifikanten positiven Zusammenhang zwischen Ciliaten-Abundanz und Bakteriendichte finden.

4.2 Sedimente – Interstitial

Im Sandlückensystem (Interstitial) von marinen Sedimenten wurde eine eigene Ciliaten-Fauna beschrieben (z.B. FENCHEL 1969). Die oxidierten Sande mit mittleren Korngrößen von 120–250 µm sind am dichtesten besiedelt. Etwa 1000 Arten wurden in diesem als Mesopsammon oder Mesopsammal bezeichneten Lebensraum gefunden. Nur ein Teil von ihnen ist an diesen Lebensraum gebunden (RÖTTGER 2001). Im Süßwasser findet man ebenfalls Sandlücken bewohnende Ciliaten-Arten, die jedoch auch in anderen Habitaten und z. T. sogar im Pelagial auftreten können (FOISSNER et al. 1999).

Es gibt nur wenige Daten über Abundanzen, Biomasse, Ökologie und trophische Interaktionen von Ciliaten in Sedimenten von Fließgewässern. Fluss-Sedimente sind als Orte mit hoher Bakterien-Biomasse und -Produktion bekannt. Fast alle Ergebnisse deuten auf einen positiven Zusammenhang zwischen Ciliaten-Abundanz und zunehmender Menge an organischer Substanz bzw. Bakteriendichte (z.B. BOTT & KAPLAN 1989; SCHMID-ARAYA 1994; EISENMANN et al. 1998; GÜCKER & FISCHER 2003; CLEVEN 2004; eigene unveröffentlichte Untersuchungen). Schätzungen mit publizierten Fressraten (BOTT & KAPLAN 1990) sowie die Studien von PACKROFF (1994) weisen darauf hin, dass selbst die höchsten gefundenen Ciliaten-Dichten in der unteren Spree bzw. im Breitenbach nicht in der Lage waren, die Bakterien-Dichten zu kontrollieren. Vermutlich sind die Ciliaten die wichtigsten Konsumenten von anderen Mikroorganismen in See- und Fluss-Sedimenten (FINLAY & ESTEBAN 1998b). Wahrscheinlich stellen die Ciliaten einen großen Teil der Biomasse in Süßwasser-Sedimenten (z.B. BALDOCK et al. 1983; TIRJAKOVÁ & DEGMA 1996) und tragen hier bis zu 75 % der Produktion der Protozoen (SLEIGH et al. 1992) bei. Durchschnittlich machten Ciliaten in diesen Biotopen etwas weniger als 10 % der Biomasse aller Evertebraten aus. Im Gegensatz dazu und als Konsequenz der weit höheren Wachstumsraten der Protozoen, konnte die Produktion der Ciliaten gleich oder höher als die der Evertebraten sein (SCHÖNBORN 1981, 1992c; FINLAY & ESTEBAN 1998b). Der Stoffumsatz, gemessen als Produktion/Biomasse, lag um etwa das 34-fache höher als beim Makrozoobenthos (SCHÖNBORN 1982).

Das Sediment eines Schmelzwasserflusses der antarktischen King George Island wurde als „hot-spot" der Aktivität von heterotrophen Mikroorganismen und der Meiofauna (Rotatorien, Gastrotrichen, Nematoden, Tardigraden) bezeichnet. Es wurden durchschnittlich 292 Ciliaten cm^{-3} (27–950) mit einer Biomasse von 1,99 µg C cm^{-3} (0,31–6,49) gefunden. Die Biomasse der Meiofauna war in diesem extremen Lebensraum, wo das Makrozoobenthos fehlte, fast 30-mal höher als die heterotrophe Protozoen-Biomasse (DIETRICH & ARNDT 2004). Im Gegensatz dazu betrug die Ciliaten-Biomasse im Sediment von zwei künstlich angelegten Modell-Fließgewässern in Tschechien fast zwei Drittel der gesamten Mikro- und Meiofauna (OPRAVILOVÁ 1998).

Die von PACKROFF & ZWICK (1998 und darin zitierte Literatur) für den Breitenbach (Deutschland) angegeben Umweltparameter im Sediment sind auf viele Fließgewässer anwendbar. In dieser Arbeit ist auch eine Tabelle (Seite 441) mit Abundanz- und Biomasse-Angaben anderer Autoren zusammengestellt, aus der rasch die hohe Heterogenität der Ergebnisse ersichtlich wird (siehe Methoden). Wegen der ständigen Umlagerung und Erosion durch die Strömung sind feine Bachsedimente ein ziemlich instabiler Lebensraum. Dennoch sind solche Sedimente das ganze Jahr über mit Ciliaten besiedelt. Die meiste Zeit im Jahr dominieren kleine bakterivore Scuticociliaten die Ciliaten-Gemeinschaft. Feines organisches partikuläres Material (FPOM) ist als potentielles Substrat für Bakterien das ganze Jahr zumindest in lenitischen Abschnitten vorhanden, mit Ausnahme kurz nach starken Hochwässern. Dieses FPOM weist eine ziemlich konstante Qualität (6–7 % an mikrobiellen Komponenten im Breitenbach) auf, allerdings in sehr geklumpter Verteilung. So können in manchen Teilen des Sedimentes die bakterivoren Ciliaten zeitweilig nahrungslimitiert sein. Die Bedingungen ändern sich aber permanent, und neue Ressourcen können die Ciliaten durch ihre kurzen Generationszeiten schnell ausnutzen. So wurden zwei Monate nach einem Hochwasser die maximalen Individuenzahlen im Breitenbach gefunden, wobei kürzere Besiedlungszeiten wahrscheinlich sind, aber aufgrund der nur monatlich durchgeführten Probenahme nicht erfasst werden konnten.

EISENMANN et al. (1997, 1998) fanden pro Milliliter Porenwasser des Necker (Schweiz) durchschnittlich 206 (55–403) Ciliaten und 28.200 (4400–67.700) Flagellaten. Sie stellten nach einem Hochwasser im Voralpen-Fluss Necker einen Rückgang der Ciliaten-Abundanzen in exponierten Sediment-Kammern (0–6 cm Tiefe) auf etwa ein Fünftel des ursprünglichen Wertes fest, wobei der relative Rückgang in den tieferen Sedimentschichten (10–24 cm und 28–34 cm) geringer ausfiel. Kurz nach Hochwässern gewinnen kleine r-strategisch ausgerichtete Arten, die mit kurzen Generationszeiten und vermutlich geringerem Räuberdruck die Mortalität rasch ausgleichen können, an relativer Bedeutung. Auch *Coleps* sp. war während der Hochwasserphasen dominant. Die Autoren führten das auf bessere Verträglichkeit der Korrosionskräfte durch den Kalkplatten-Panzer der Art zurück. Meiner Meinung nach könnte die Dominanz von *Coleps* aber auch durch ein besseres Nahrungsangebot für das bevorzugt histophage Ciliat herbeigeführt worden sein, da durch den Geschiebetrieb viele Organismen verletzt oder zerrieben werden.

Fließgewässer welche keine hydrologisch verbundene hyporheische Zone (Interstitial) aufweisen, akkumulieren den Großteil ihrer Protozoen-Abundanz an und in der Sedimentoberfläche. In diesen Sedimenten werden hohe Ciliaten-Abundanzen festgestellt (SLEIGH et al. 1992; PACKROFF & ZWICK 1998). Eine mikroaerophile und anaerobe Ciliaten-Gemeinschaft tritt mit geringer Abundanz und Diversität meist in tieferen Sediment-Schichten auf (PACKROFF & ZWICK 1998). In Bä-

chen und Flüssen mit gröberem Sediment (4–8 mm Korndurchmesser bei EISENMANN) und daher oft tiefer, sauerstoffgesättigter hyporheischer Zone wird eine Zunahme der Abundanz oder zumindest gleiche Abundanzen von Protozoen bis auf 40 cm Tiefe gefunden (SCHMID-ARAYA 1994; EISENMANN et al. 1997, 1998). Jedoch findet man in der Regel nur niedrige Abundanzen in solchen, meist unbelasteten Gewässertypen.

GÜCKER & FISCHER (2003) fanden in 104 Proben durchschnittlich 1900 (50–125.700) Flagellaten und 148 (0–1890) Ciliaten cm^{-3} Feinsediment (obere 7 cm) der unteren Spree (Deutschland). Die Korngröße des Sediments lag bei 0,46 ± 0,24 mm (Mittelsand). Die Bakteriendichte lag zwischen $2{,}15 \times 10^8$ und $4{,}48 \times 10^9$ Zellen cm^{-3}. Das bakterivore Ciliat *Aspidisca cicada* dominierte die Ciliaten-Gemeinschaft mit 59 % der gesamten Abundanz. Die Abundanz der Ciliaten verringerte sich mit der Tiefe des Sediments und erhöhte sich von der Flussmitte zum Ufer. Deutlich positive Korrelationen ergaben sich zwischen Bakterien- und Ciliaten-Abundanz. Die mikroaerophilen und anaeroben Ciliaten-Arten korrelierten positiv mit feineren Sedimentanteilen. Das ist vermutlich dadurch zu erklären, dass feinere geschichtete Fraktionen wegen der geringeren Strömung näher am Ufer liegen und so der Sauerstofftransport in die Tiefe verringert wird. Außerdem wurde das Sediment in Flussmitte aufgrund der hohen Strömungsgeschwindigkeit sogar umgelagert, was zu mechanischer Beeinträchtigung und Abschwemmung der Ciliaten führen konnte; weiters wurde hier die Ablagerung feinerer Sedimentfraktionen verringert. Daher waren in Flussmitte tiefere Schichten besser mit Sauerstoff versorgt.

Die höchsten Abundanzen der frequentesten Ciliaten-Gattungen fanden GÜCKER & FISCHER (2003) normalerweise in Sedimenten mit mittleren Gehalten an feinem Sediment. Sie nahmen hypothetisch an, dass einerseits niedrige Porenvolumina durch geringen hydrologischen Austausch anaerobe Zustände hervorrufen und die Mobilität der Protozoen einschränken. Andererseits bieten kleine Partikeloberflächen wenig Raum für Oberflächen-orientierte und -abweidende Arten. Nach ihren Daten ist dieser Kompromiss bei Korngrößen zwischen 0,15 und 0,25 mm (Feinsand/Mittelsand) optimal ausgeglichen. Auch das Licht war ein direkter oder indirekter Faktor, der die räumliche Verteilung der Ciliaten-Gemeinschaft beeinflusste. Autotrophe und mixotrophe Arten sowie deren Beute bevorzugten die Oberflächenschicht der Sedimente. Ein weiterer wichtiger Faktor, der die taxonomische Zusammensetzung der Gemeinschaft beeinflusste, war der Gehalt an gelöstem Sauerstoff.

CLEVEN (2004) untersuchte den Ladberger Mühlenbach im Teutoburger Wald (Deutschland) nur wenige Kilometer unterhalb der Quelle. Die Strömungsgeschwindigkeit schwankte zwischen 0,01 und 0,36 m s^{-1}. Die durchschnittliche Korngröße des Sediments lag bei 0,2 mm über die gesamte Sedimenttiefe (25–40 cm). Das Sediment war gut durchgängig und daher bis zur einer anstehenden festen Eisen- und Mangan-reichen Schicht mit Sauerstoff versorgt. In 36 Sediment- und acht Freiwasser-Proben konnten 92 Ciliaten-Taxa bestimmt werden. Zusätzlich wurden mehrere unbestimmte Arten erwähnt. Die durchschnittlichen Abundanzen der Ciliaten pro Milliliter Sediment schwankten an der Oberfläche (0–0,5 cm Tiefe) zwischen 94 (± 59) im Juli und 895 (± 603) im November (höchster Wert 1705 Individuen ml^{-1}). Mit zunehmender Tiefe (3,0–3,5 cm; 10,0–10,5 cm; maximale Tiefe) nahmen die Abundanz, Biomasse und Diversität signifikant ab. Die durchschnittlichen Werte in den tiefsten Schichten lagen bei 0 (± 0) und 43 (± 87) Individuen ml^{-1} Sediment. Die durchschnittliche Ciliaten-Biomasse lag zwischen 0 und 5.3 µg C ml^{-1} Sediment. Zu beinahe allen Probeterminen wurde eine signifikant positive Korrelation zwischen Ciliaten und ihren potentiellen Nahrungsorganismen (Bakterien und heterotrophe Nanoflagellaten) festgestellt. Kleine bakterivore Scuticociliaten und omnivore Hypotriche mit Bakterien als Nahrungspräferenz wurden in allen Tiefen des Sediments gefunden. Hingegen wurden z.B. andere Hymenostome mit breiterem Nahrungsspektrum (Bakterien, Algen, Flagellaten, Ciliaten, Rotatorien) hauptsächlich in der Nähe der Sedimentoberfläche gefunden. *Gastronauta clatratus*, das dominierende diatomivore Ciliat, erreichte das Abundanz-Maximum im Frühling, als das zunehmende Licht aufgrund der noch nicht geschlossenen Laubdecke ungehindert die Sedimentoberfläche erreichte. Im August, als das Blätterdach voll entwickelt war und die auf das Sediment auftreffende Lichtstärke nicht über 5 µmol Photonen $m^{-2}s^{-1}$ erreichte, verschwand die Art (CLEVEN 2004).

Auch PACKROFF & ZWICK (1998) konnten hohe Abundanzen im Frühling an zwei Probestellen durch ein starkes Auftreten von Diatomeen-fressenden Ciliaten erklären. Hingegen konnte SCHÖNBORN (1982) in der Saale (Deutschland) keinen steuernden Einfluss der Diatomeen auf die Ciliaten-Dichte feststellen. SLEIGH et al. (1992) vermuten unschmackhafte Substanzen in den meisten Algen, da sie das ganze Jahr über im Übermaß vorhanden waren, aber die Protozoen (Ciliaten) nur wenig davon nutzten.

Während die Abundanzen der Ciliaten in Sedimenten oligo- und mesotropher stehender Gewässer ähnliche Schwankungsbreiten wie in Fließgewässern zeigen,

ist die Biomasse in stehenden eutrophen Gewässern meist etwas mehr als eine Größenordnung höher. Offenbar ist das häufigere Auftreten von großen Arten (>200 µm), wie es für solche Gewässer beschrieben wird, für diese hohen Biomassen verantwortlich (PACKROFF & ZWICK 1998).

4.3 Anaerobe Sedimente – Faulschlamm

Sediment, welches eine schwarze Schicht schon wenige Zentimeter unter der Oberfläche zeigt, weist offensichtlich anaerobe Zonen auf. Der Abbau von organischen Substanzen ist der primäre Grund dafür. Oft steigen bei den Probenahmen Gasblasen auf und fauliger Geruch kann wahrgenommen werden. Dennoch findet man in frischen Proben aus Fließgewässer selten typische Faulschlamm-Ciliaten. Erst wenn die Proben über Nacht ruhig stehen, finden sich bei erneuter Untersuchung die „gewünschten" Arten. Das mag daran liegen, dass durch die Probenahme die ursprüngliche Schichtung zerstört wurde und erst nach einiger Zeit wieder aufgebaut wird. Weiters können sich die Arten bei besseren Bedingungen (O_2-Verbrauch in der Probe) vermehren und/oder schwimmen später auch in den anaerob gewordenen Freiwasserbereich einer Probe.

Nach BUITKAMP (2000) werden die typischen Faulschlamm-Ciliaten (z.B. *Caenomorpha, Metopus, Plagiopyla, Trimyema*) dem Plankton der Stillgewässer zugeordnet. Doch sind diese Arten regelmäßig in anaeroben Zonen (z.B. Falllaubbänke, Bakterienzotten) der Sedimente der Fließgewässer anzutreffen (z.B. HUL 1986; FOISSNER et al. 1992a; MADONI & BASSANINI 1999) vor allem dort, wo sich organisches Material natürlicherweise in strömungsberuhigten Abschnitten anlagert.

Selbst kleine Detritus-Partikel von weniger als 1 mm Größe können anoxische Kerne haben, auch wenn sie sich in oxischem Wasser aufhalten (FENCHEL & FINLAY 1995). Außerdem treten vereinzelt polysaprobe Arten in oligosaproben Bächen auf, vor allem dann, wenn durch besondere geochemische Verhältnisse das Interstitial mit feinstem zum Teil organischem Material gefüllt wird und Sauerstoff nur über eine geringe Distanz ins Sediment eindringen kann (z.B. PACKROFF & ZWICK 1996, 1998). FINLAY et al. (1993) fanden in den oberen 3 cm der mit Diatomeen bedeckten Sand-Oberfläche (durchschnittlicher Korndurchmesser 300 µm) des Gebirgsbaches Rio Duraton (Spanien) 65 Ciliaten-Arten und im Mittel 1620 Individuen cm^{-2}. Von den fünf gefundenen anaeroben Arten sind keine Zysten bekannt. Da einige Arten erst in angesetzten Kulturen auftraten, nahmen sie an, dass trophische Stadien davon in sehr geringer Zahl in anoxischen Mikronischen vorhanden waren. Sehr wahrscheinlich entwickeln sich diese Arten in Mikrohabitaten, die in Gewässern meistens diskontinuierlich verteilt vorkommen, z.B. um verwesende Insektenlarven oder Ansammlungen verrottender Pflanzenreste (FOISSNER 1997b). Dazu passt auch ein Einzelfund von *Plagiopyla simplex* in 3,0–3,5 cm Tiefe eines gut durchströmten Sediments, obwohl anoxische Bedingungen nie gemessen werden konnten (CLEVEN 2004). Die unregelmäßige Sauerstoff-Versorgung in Sedimenten werden offenbar durch „hot spots" der mikrobiellen Respiration hervorgerufen. Obwohl die Struktur des Sedimentes sehr homogen war, war die Verteilung von Bakterien, heterotrophen Flagellaten und Abundanz und Biomasse der Ciliaten innerhalb von Zentimetern sehr heterogen, was auf „hot spots" der Kolonisation und Aktivität hinweist (CLEVEN & MEYER 2003).

4.4 Plankton

Erst in den letzten zwei Dekaden haben Limnologen die Wichtigkeit der Protisten, vor allem der heterotrophen Flagellaten und Ciliaten, im pelagischen Nahrungsnetz erkannt. Protozoen stellen eine wichtige funktionelle Komponente im Kreislauf von Kohlenstoff und Nährstoffen wie Stickstoff und Phosphor dar, indem sie den Großteil der bakteriellen Produktion abweiden. Über die Bakterien-Protozoen-Metazoen-Nahrungskette kann wieder ein Teil des vom Phytoplankton produzierten Kohlenstoffs über einen Umweg in die klassische Nahrungskette gelangen. Wegen der Komplexität der unter „microbial loop" (AZAM et al. 1983) bekannt gewordenen Beziehungen wird jetzt eher der Begriff mikrobielles Nahrungsgewebe oder „microbial food web" verwendet (z.B. ARNDT 1994; ZIMMERMANN-TIMM 1999). Die komplexen Stoffflüsse versuchen WEITERE et al. (2005) für die Biozönosen am unteren Rhein darzustellen. Unbelebte schwebende Wasserinhaltsstoffe können sich vielfach zu komplexen Aggregaten verbinden. Sie sind damit Sedimentations- und teilweise auch Resuspensionsprozessen unterworfen. Solche Schwebstoffe bzw. Aggregate sind Mikrobiotope und wichtige Vehikel des Horizontal- und Vertikaltransportes. Gleichzeitig stellen sie „hot spots" für das mikrobielle Leben in der Wassersäule dar. Die vor allem in Ästuaren untersuchte Lebensgemeinschaft auf Aggregaten besteht aus Organismen des pelagischen und benthischen Lebensraumes, die damit die Komplexität des Nahrungsnetzes erweitern (ZIMMERMANN 1997, 1999, ZIMMERMANN-TIMM et al. 1998).

Von den in FOISSNER et al. (1999) angeführten im Plankton des Süßwassers gefundenen 679 Ciliaten-Arten, davon etwa 180 euplanktische, wurden bisher etwa 290 Arten im Plankton von Flüssen gefunden. Davon sind knapp 70 Arten als euplanktisch eingestuft. Diese sind meist abgedriftete Exemplare aus Seen, Teichen und Altarmen im Einzugsgebiet. Euplanktische Arten besiedeln auch das Potamal größerer Flüsse (z.B. BE-

RECZKY & NOSEK 1993) und sind vergesellschaftet mit Formen, die nicht dem echten Plankton zuzuordnen sind und daher auch als „fakultative" Plankton-Ciliaten bezeichnet werden (BUITKAMP 2000). Diese sessilen und pseudovagilen Arten nutzen frei im Wasserkörper schwebende organische und anorganische Partikel und deren Aufwuchs.

Nach BUITKAMP (1997, 2000) treten planktische Formen in Fließgewässern in der Regel in geringen Abundanzen in Erscheinung. Er versucht Benthos- und Plankton-Ciliaten aufgrund von fünf Adaptationsstufen vagiler Ciliaten an die Strömung zu trennen:

(i) Taxa mit stets engem Substratkontakt: *Aspidisca* spp., *Chilodonella uncinata*, *Drepanomonas revoluta*, *Gastronauta* spp., *Homalozoon vermiculare*, *Litonotus cygnus*, *Loxophyllum meleagris*, *Microthorax pusillus*, *Pseudochilodonopsis fluviatilis*, *Pseudochlamydonella rheophila*, *Trithigmostoma* spp., *Trochilia minuta*, *Trochilioides* spp.

(ii) Taxa mit überwiegendem Substratkontakt, gelegentlich (z.B. bei Beunruhigung) im Freiwasser: *Acineria incurvata*, *Amphileptus* spp., *Chilodontopsis* spp., *Chlamydonella* spp., *Cinetochilum margaritaceum*, *Climacostomum virens*, *Dileptus margaritifer*, *Euplotes* spp., *Frontonia acuminata*, *Holosticha pullaster*, *Lacrymaria olor*, *Lembadion lucens*, *Litonotus fasciola*, *L. varsaviensis*, *Paramecium bursaria*, *Paruroleptus caudatus*, *Oxytricha fallax*, *Stylonychia* spp., *Tachysoma pellionellum*.

(iii) Taxa im Freiwasser mit Aufenthalt im Substrat: *Ctedoctema acanthocryptum*, *Dexiotricha plagia*, *Mesodinium pulex*, *Placus luciae*, *Pleuronema coronatum*, *Spirostomum* spp., *Strobilidium caudatum*, *Trachelius ovum*.

(iv) Taxa im Freiwasser bei Massenvermehrung, gelegentlicher Kontakt zum Substrat: *Coleps* spp., *Colpidium* spp., *Cyclidium spp.*, *Glaucoma scintillans*, *Paramecium* spp., *Paranophrys thompsoni*, *Pseudocohnilembus pusillus*, *Tetrahymena pyriformis*, *Uronema nigricans*.

(v) Taxa im Freiwasser ohne Kontakt zum Substrat: *Astylozoon* spp., *Caenomorpha* spp., *Codonella cratera*, *Halteria* spp., *Metopus* spp., *Phascolodon vorticella*, *Stentor amethystinus*, *Stokesia vernalis*, *Strombidium viride*, *Tintinnidium* spp., *Urotricha* spp.

In Bächen und Flüssen kann sich kein eigenständiges Plankton halten, da die Zellen in viel höherem Maß flussabwärts gedriftet werden als durch Wachstum kompensiert werden könnte (z.B. FENCHEL 1987). In größeren Flüssen mit entsprechender Aufenthaltsdauer des Wassers, hier spielen vor allem Kolke und Altarme (Natürlichkeitsgrad!) eine entscheidende Rolle, kann sich jedoch auch eine eigenständige, sich fortpflanzende Planktongemeinschaft bilden.

PRIMC-HABDIJA et al. (1996) stellten fest, dass sich das Ciliaten-Plankton im unteren Rhithral der Save (Kroatien) hauptsächlich aus der Drift von periphytischen Arten zusammensetzte. Das Auftreten der 53 Taxa (1700–5500 Individuen l^{-1}) spiegelte vor allem die Wasserführung (46–2258 $m^3 s^{-1}$) und die Zusammensetzung des Benthos wider. So fielen geringe Dichten mit der sommerlichen Niederwasserperiode zusammen. Zu dieser Zeit stieg der relative Anteil der algivoren Arten. Die Ciliaten-Drift machte 0,78 % des gesamten jährlich transportierten partikulären organischen Materials aus. Aus ihren Berechnungen ergab sich für den von ihnen untersuchten Abschnitt der Save die transportierte Fracht von etwa 1 Million kg (!) Ciliaten-Biomasse pro Jahr, das entspricht durchschnittlich fast 2,8 Tonnen pro Tag!

In der Tisa (Ukraine) fand KOVALCHUK (1997a) mehr als 250 Ciliaten-Arten. Davon wurden 85 im Plankton nachgewiesen. Nur 22 Arten wurden im Winter gefunden. In den anderen Jahreszeiten schwankte die Artenzahl zwischen 55 und 66. Euplanktische Arten traten erst an der untersten Stelle dieses größten Zuflusses der Donau auf. Die Strömung hatte einen negativen, das Nährstoffangebot einen positiven Effekt auf die Entwicklung der Ciliaten, die mit maximal 25 Individuen l^{-1} und einer Biomasse von 2 mg l^{-1} auftraten. Während Hochwässern war die Abundanz der Ciliaten wegen Auswaschung 2- bis 3-fach höher als bei Niedrigwasser.

Das Ciliaten-Plankton der beta-mesosaproben Donau bei Göd (Ungarn) wurde von BERECZKY & NOSEK (1993) über fast drei Dekaden intensiv untersucht. Der mittlere Abfluss beträgt 2375 $m^3 s^{-1}$ (986–6100 $m^3 s^{-1}$) und die Strömungsgeschwindigkeit 0,8–1,5 m s^{-1}. Von vier ausgewählten Jahren wurden wöchentlich gezogene Proben (n = 140, je 100 l, Maschenweite 10 µm) ausgewertet. Das Auftreten der 30 frequentesten Arten wurde mit parallel gemessenen chemisch-physikalischen und bakteriologischen Daten verglichen. *Paramecium*- und *Colpidium*-Arten traten eher bei niedrigen Temperaturen auf, während *Phascolodon vorticella*, eine der charakteristischen und dominanten Arten im Plankton der Donau, sowie *Stokesia vernalis*, *Tintinnidium fluviatile* und *Urotricha farcta* offensichtlich höhere Temperaturen bevorzugten. Das Vorkommen von *Phascolodon vorticella* war vermutlich ein indirekter Effekt, da die bevorzugte Nahrung (z.B. *Eudorina*, *Pandorina*, *Gonium*) selten unter 10 °C auftrat. Die alpha-mesosaproben Ciliaten *Colpidium*, *Glaucoma*, *Paramecium* und *Trithigmostoma* traten in einem relativ engen pH-Bereich auf, während die beta-mesosaproben Arten *Phascolodon vorticella*, *Stokesia vernalis*, *Tintinnidium fluviatile* und andere eine überraschend hohe Toleranz gegenüber pH-Schwankungen im alkalischen Bereich zeigten. Die alpha-meso- und polysaproben Arten tolerierten das in der Donau gemessene

Ammonium, während die meisten beta-mesosaproben Arten gegenüber Ammonium sensibel waren. Einige Arten, wie etwa *Strobilidium caudatum*, konnten fast nur Ammonium-freie Umweltbedingungen tolerieren.

BERECZKY (1998) registrierte einen deutlichen Anstieg des absoluten und relativen Vorkommens von *Phascolodon vorticella* in der Periode von 1981 bis 1990. Die Populationsschwankungen korrelierten sehr gut mit und folgten manchmal jenen der Algen. Die Art wurde daher von ihr als Indikator für steigende Eutrophierung angesehen. Bei ihren langjährigen Untersuchungen (fast 700 Proben) stellte BERECZKY hohe Schwankungsbreiten der maximalen (<100–2278 Individuen l^{-1}) und minimalen (5–25 Individuen l^{-1}) jährlichen Ciliaten-Abundanzen fest. Die Populationen in den Oberflächenproben erreichten höhere Individuenzahlen als jene in den bodennahen Proben, was möglicherweise einen Einfluss von benthischen Filtrierern widerspiegelt. SCHERWASS et al. (2001) vermuten aufgrund von Laborexperimenten mit den Muscheln *Corbicula fluminea* und *Mytilus edulis* einen signifikanten und selektiven Einfluss von benthischen Filtrierern auf Ciliaten. Dazu passen auch die von WEITERE et al. (2003) mit Flusswasser aus dem Rhein durchgeführten Experimente in künstlichen Gerinnen, wo das Wachstum von planktischen Algen, heterotrophen Nanoflagellaten und Ciliaten bei Anwesenheit des natürlichen Periphytons (auch ohne filtrierende Makrozoobenthos-Arten) signifikant geringer war als vergleichsweise ohne Aufwuchs. Extrem niedrige Ciliaten-Abundanzen im Sommer-Plankton des Rheins werden auf den niedrigen Wasserstand und die Reduktion durch benthische Filtrierer, hauptsächlich der Muschel *Corbicula*, zurückgeführt (SCHERWASS & ARNDT 2005).

KOBAYASHI et al. (1998) fanden eine signifikante Zunahme von durchschnittlich 3,4 Ciliaten l^{-1} im Oberlauf bis 383 Ciliaten l^{-1} im Unterlauf (besonders *Vorticella* spp.) im Plankton des Hawkesbury-Nepean River (Australien). LAIR et al. (1998) untersuchten im Mittellauf der Loire (Frankreich) die Abundanz der Ciliaten. 550 km nach der Quelle wurden maximal 6200 Individuen l^{-1} gefunden, 90 km weiter bereits 14.340 Individuen l^{-1}, einhergehend mit der Zunahme der Algen-Abundanz, der Trübe, des DOC und des BSB_5 sowie einer Abnahme der Nährstoffe NO_3 und PO_4 und der Rotatorien-Abundanz. Im selben Flussabschnitt wurden Veränderungen in der Zusammensetzung des Planktons aufgrund morphologischer Unterschiede des Gewässers nachgewiesen. So wurde in den naturnahen, stark mäandrierenden, langsamer fließenden Strecken mehr Zooplankton gefunden, welches die Ciliaten unterdrückte und daher die Flagellaten in ihrer Entwicklung begünstigte (PICARD & LAIR 2005).

BALÁŽI & MATIS (2002a) fanden in 18 Planktonproben (10 µm Maschenweite) aus der mesosaproben Morava (Slowakei, Abfluss 41–537 $m^3 s^{-1}$) 76 Ciliaten-Arten. Pro Probe (entsprach je 1 Liter) wurden 10–23 (durchschnittlich 15) Arten und 78–460 (durchschnittlich 182) Individuen gefunden, etwa 20 % der Arten waren Euplankter. Von diesen war *Phascolodon vorticella* mit 11 Individuen l^{-1} am häufigsten. Die höheren Abundanzen im Frühling führten BALÁŽI & MATIS (2002a, b) auf höhere Niederschläge und Einschwemmungen von organischem Material zurück. Für die niedrigen Werte im Sommer machten sie Rotatorien und Kleinkrebse verantwortlich. Die periodische großflächige Überschwemmung der Auwälder und Wiesen entlang der Morava ging einher mit reduzierter Strömung und mit der Ausschwemmung von Nährstoffen, was eine gute Basis für die Entwicklung von (Plankton-)Ciliaten und anderen Organismen der Nahrungskette ergab.

Etwas weniger Arten und geringere Abundanzen (durchschnittlich 129 Individuen l^{-1}, Feuchtmasse 16 µg l^{-1}) fanden BALÁŽI & MATIS (2002b) bei je acht Beprobungen an fünf Stellen der slowakischen Donau (29–40 Arten) und je eine Stelle der Zuflüsse Váh (41 Arten, durchschnittlich 101 Individuen l^{-1}), Hron (33 Arten) und Ipel' (38 Arten). In den letzten beiden kleineren Flüssen waren nur je drei euplanktische Ciliaten-Arten zu finden. Eukonstante und konstante Arten (>60 % Frequenz) waren *Vorticella campanula*, *V. convallaria*-Komplex, *Codonella cratera*, *Coleps hirtus*, *C. nolandi*, *Tetrahymena pyriformis*-Komplex, und *Aspidisca lynceus*. Interessanterweise erreichte das sessile Suktor *Acineta grandis* Dominanz in der freien Welle vor allem in den Sommermonaten, wo es fast an allen Probestellen gefunden wurde.

Die Abundanz der Ciliaten im Plankton des Rheins bei Köln betrug zwischen 550–1330 Individuen l^{-1}. Dabei war das Biovolumen sogar höher als das des Metazooplanktons. Allerdings können hohe Schwebstofffrachten und Planktonnetzproben die Abundanzbestimmung der Ciliaten verfälschen (SCHERWASS & ARNDT 1999, SCHERWASS et al. 2002). Im Rhein (km 590) und in der Mosel (km 6,0) bei Koblenz betrug der mittlere Anteil der Ciliaten-Biomasse 1,6 % bzw. 1,0 % der Gesamtbiomasse des Planktons. Auch hier war der Anteil höher als der des Metazooplanktons (PRAST et al. 2003).

Selbst in sehr kleinen Bächen finden sich viele Arten in der freien Welle. Ihre Abundanzen sind aber etwa zwei Zehnerpotenzen geringer als im Sediment. So wurden von CLEVEN (2004) im Ladberger Mühlenbach (siehe oben) nur wenige Kilometer nach der Quelle 92 Ciliaten-Taxa gefunden. Davon traten 25 sowohl im Sediment als auch im Plankton und 18 ausschließlich in der freien Welle auf. Während die auch im Sediment

gefundenen Arten offensichtlich von der Sedimentoberfläche oder aus dem Sandlückenraum ins Freiwasser verdriftet wurden, stammten die Euplankter, hauptsächlich Oligotriche und Haptoride, höchst wahrscheinlich aus einem 3 km oberhalb gelegenen Teich. Die maximale Abundanz von Ciliaten in der freien Welle wurde im November mit 9 Individuen ml^{-1} (Biomasse < 0,03 µg C ml^{-1}) erreicht; zu dieser Zeit wurde auch im Sediment die höchste Abundanz gefunden.

4.5 Cyanobakterien – Algenwatten – Moose – Makrophyten

An 17 Stationen in oligosaproben Karstgewässern Sloweniens wurden 131 Ciliaten-Taxa gefunden. Davon konnten 93 bis zur Art identifiziert werden. Einige Arten kommen auf allen besammelten Substraten vor (*Phormidium*, Diatomeen-Rasen, *Cladophora*, Conjugales, *Myriophyllum*). Die bakterivoren Ciliaten *Aspidisca lynceus*, *Cinetochilum margaritaceum* und *Paramecium bursaria* wurden als die typischen periphytischen Arten in oligosaproben Karstgewässern Sloweniens bezeichnet (PRIMC-HABDIJA & HABDIJA 1991). Auf monotypischen Rasen der Cyanobakterie *Phormidium* sowie auf Moosen reinster Bäche werden oft kleine Arten der Gattungen *Nassula* und *Pseudomicrothorax* sowie *Leptopharynx costatus* gefunden (z.B. FOISSNER 1980; PRIMC 1988; eigene Untersuchungen).

SCHÖNBORN (1996) stellte fest, dass die Besiedlungsdichte der Mikro- und Meiofauna von den Ulotrichales über *Cladophora* (beides fädige Grünalgen) bis zum Sediment signifikant abnahm. Für die künstlichen Substrate war die Reihung der Abundanz-Abnahme Baumwolle, geschäumter Kunststoff und Schafwolle. Dabei erreichten die Ciliaten im Kunststoffschaum höhere Dichten als im Sediment.

Die Strömung innerhalb von Pflanzenbeständen ist stark reduziert. Daher bewirken auch mittlere Hochwässer weniger Veränderungen in der Ciliaten-Besiedlung als etwa auf umgelagerten Schotterflächen. Zudem wirken Pflanzenbestände als Sediment- und Nährstoff-Fallen. Möglicherweise findet man gerade deshalb in den Moospolstern von klaren sauberen Bächen die meisten Arten und Individuen verglichen mit Schotter oder Feinsediment (eigene Beobachtungen). TIRJAKOVÁ & DEGMA (1996) bestätigten diese Vermutung durch Untersuchungen an 10 Probestellen im Einzugsgebiet des Turiec River (Westkarpaten, Slowakei). 172 Ciliaten-Arten wurden nachgewiesen. Die Ciliaten-Arten erreichten in den Pflanzenbeständen eine durchschnittliche Feuchtmasse von 22 µg cm^{-3}, auf Schlamm-Detritus und Steinen wurden nur 3,5 µg cm^{-3} bzw. 4,4 µg cm^{-3} gefunden. Der Anteil der Ciliaten an der durchschnittlichen jährlichen Biomasse von Mikro- und Meiobenthos lag bei 57–59 % auf Pflanzen und Schlamm-Detritus und sogar bei 74 % auf Steinen. Auch die maximalen Individuenzahlen der Ciliaten waren im Pflanzen-Substrat mit 930 Individuen cm^{-3} fast 4-mal so hoch wie im Schlamm-Detritus (268 Individuen cm^{-3}).

TIRJAKOVÁ & MATIS (1987) untersuchten Moose in der Slowakei mit verschiedenen Wassergehalten und fanden 154 Ciliaten-Arten. Die artenreichsten waren die nassen Moose im Uferbereich von Gewässern, in denen eine Übergangsfauna zwischen ständig untergetauchten und feuchten bzw. trockenen Moosen zu finden war. Die meisten Arten waren auf zwei Moos-Typen beschränkt. Hauptsächlich aquatische Ciliaten in submersen und nassen bzw. edaphische Ciliaten in feuchten und trockenen Moosen, jedoch kamen 32 Arten in allen Typen vor. Die Lebensräume konnten von TIRJAKOVÁ (1991) mittels Klusteranalyse gut voneinander unterschieden werden.

BALDOCK et al. (1983) ermittelten eine durchschnittliche jährliche Ciliaten-Produktion von 1,83 g Trockenmasse m^{-2} sowie eine Biomasse von 32,5 mg Trockenmasse m^{-2} im *Ranunculus penicillatus*-Bestand des Frome Flusses, einem sauberen Kalkbach in Großbritannien. Die Blattoberfläche der Makrophyten betrug dabei bis zu 27 m^2 m^{-2} des Flussbettes. In den Nodien des Hahnenfußes herrschte eine höhere Bakteriendichte als an den Blattoberflächen, daher waren auch Trockenmasse und Diversität der Ciliaten in den Nodien höher (BALDOCK et al. 1983; SLEIGH et al. 1992).

Den Ciliaten-Bewuchs der Wurzeln von Wasserhyazinthen verwendeten KAUR & MEHRA (2001) zur Bestimmung der Gewässergüte des River Yamuna bei Delhi (Indien). Die Ciliaten dominierten den heterotrophen Aufwuchs in allen Stationen. An den sauberen Stellen waren der Anteil am gesamten Zoo-Epiphyton und die Abundanz der Ciliaten niedriger als an den verschmutzten Stellen. Das Maximum der Besiedlung fiel in den Sommer, das Minimum wurde zur Monsun-Zeit registriert.

4.6 Falllaub

Der Eintrag von Falllaub ist eine wesentliche periodische Komponente für die Nahrungskette in Fließgewässern. Wenig ist über die Dynamik der Ciliaten-Besiedlung von verrottenden Blättern in Fließgewässern bekannt. BOTT & KAPLAN (1989) fanden auf Blattoberflächen in der Saw Mill Spring beachtliche 10.700 ± 450 Ciliaten cm^{-2} (n = 3), was einer Biomasse von 14 mg C m^{-2} entsprach. Wie Laubbeutel-Versuche zeigten, erfolgte innerhalb von 2–3 Wochen eine artenreiche (150 Taxa) Besiedlung der Blätter mit Ciliaten (FOISSNER et al. 1992b).

RIBBLETT et al. (2002) sammelten frühe und späte Verrottungs-Stadien von Ahorn-Blättern (*Acer negunda*) im Goose Creek (USA). Die Arten-Diversität ähnelte sich bei den unterschiedlichen Stadien, jedoch waren die Abundanzen in frühen Stadien des Abbaus geringer (38 ± 16 Ciliaten cm^{-2}) als in späten Stadien (261 ± 125 Ciliaten cm^{-2}). Eine positive Wirkung auf die Abbaugeschwindigkeit von verrottenden Blättern durch den Bakterienfraß von Ciliaten und Flagellaten konnte nachgewiesen werden (RIBBLETT et al. 2005).

Falllaubproben aus Fließgewässern zeichnen sich durch einen hohen Anteil hymenostomer, bakterivorer Ciliaten aus. Polysaprobe und anaerobe Arten können sich in bei Zimmertemperatur stehen gelassenen Proben sehr rasch entwickeln und es verändern sich oft schon über Nacht die Abundanzverhältnisse der Ciliaten-Zönose deutlich (eigene Untersuchungen).

4.7 Epizoen

Gewässerorganismen stellen einen wichtigen potentiellen Lebensraum für Ciliaten dar. Zum Beispiel fanden BALDOCK et al. (1983) in einem sauberen Kalkbach in Großbritannien 20–560 Peritriche (*Vorticella* sp., *Opercularia* sp., *Epistylis* sp.) pro Individuum von *Gammarus pulex* (Crustacea) und durchschnittlich 136 bzw. 340 *Epistylis* sp. pro Exemplar von *Brachycentrus subnubilis* bzw. *Hydropsyche pellucida* (Trichoptera). Die Trockenmasse der Epizoen machte mit 2000 µg/m² mehr als das Hundertfache des Peritrichen-Aufwuchses auf *Ranunculus penicillatus* (<20 µg m^{-2}) aus. Die Biomasse aller Epizoen dieses Baches wurde auf etwa 8 mg/m² geschätzt (SLEIGH et al. 1992).

Auf *Gammarus*-Arten wurden bereits über 70 Ciliaten-Arten (davon etwa 15 gattungsspezifisch) und auf *Asellus aquaticus* über 90 Arten (davon etwa 14 artspezifisch) festgestellt (SCHÖDEL 1987; RUSTIGE & FRIEDRICH 1994, RUSTIGE & MANNESMANN 1994). In Österreich fehlen Studien zu in und auf Tieren lebenden Ciliaten fast gänzlich (FOISSNER 1996, 1998b, FOISSNER & FOISSNER 1988). Bei den *Gammarus*-Epizoen fällt auf, dass in der Regel mit zunehmender Belastung des Gewässers der Besiedlungsgrad höher wird. Beziehungen zur Gewässergüte und zum Salzgehalt konnten auch von anderen Autoren belegt werden. Oft haben Epizoen sogar einen besseren Zeigerwert als ihre Träger (SCHÖDEL 1987; RUSTIGE & MANNESMANN 1991, 1993, 1994, RUSTIGE et al. 1997). Daher untersuchte ich die epizoischen Ciliaten (Symphorionten), die auf *Gammarus pulex* und *G. roeselii* leben. An 221 Probestellen oberösterreichischer Fließgewässer wurden 110-mal Gammariden gefunden, je 1–3 Exemplare präpariert und stichprobenartig auf Ciliaten abgesucht. Nur die leicht bestimmbaren Kiemenbesiedler konnten immer bis zum Artniveau determiniert werden. So wie bei SCHÖDEL (1987) war *Pseudocarchesium steini* (Abb. 1) auch bei meinen Untersuchungen die am häufigsten nachgewiesene Art und kam in 71 % aller Proben, in denen auch Gammariden untersucht wurden, vor. Weitere mit fallender Frequenz bis auf Artniveau bestimmte *Gammarus*-Besiedler waren: *Dendrocometes paradoxus* (55 %, Abb. 2), *Lagenophrys ampulla* (54 %, Abb. 3), *Spirochona gemmipara* (51 %, Abb. 4), *Epistylis kolbi* (28 %), *Zoothamnium gammari* (23 %), *Lagenophrys nassa* (17 %, Abb. 5), *Zoothamnium affine* (17 %), *Epistylis anastatica* (6 %), *E. niagarae* (2 %), *E. sommerae* (1 %), *Intranstylum triformum* (1 %), *Pseudocarchesium ovatum* (1 %). *Epistylis kolbi*, *E. niagarae*, *E. sommerae*, *Lagenophrys nassa*, *Intranstylum triformum* und *Zoothamnium gammari* sind Neunachweise für Österreich.

Nur gelegentlich präparierte ich *Asellus aquaticus* und konnte folgende Arten bestimmen: *Pseudocarchesium asellicola*, *P. aselli*, *P. simulans* (Abb. 6), *Dendrosoma radians*, *Usconophrys aperta* (Abb. 7), *Zoothamnium aselli*. Alle außer *Dendrosoma radians* sind Neunachweise für Österreich.

Die üblicherweise auf Süßwasserpolypen (*Hydra* spp.) lebende *Trichodina pediculus* fand ich in 7 % von 643 Proben, *Kerona pediculus* konnte ich hingegen nur 10-mal (1,6 %) nachweisen. Die auf Planarien lebende *Urceolaria mitra* (Abb. 8) fand ich 17-mal (2,6 %). Wohl aufgrund ihrer geringen Größe werden die auf/von peritrichen Ciliaten lebenden Suktorien *Manuelophrya parasitica, Tokophrya carchesii* (Abb. 9), *Sphaerophrya epizoica* (Abb. 10) eher zu den Epizoen als zu den Räubern gezählt. Sie wurden mit weniger als 1 % Frequenz gefunden. *Manuelophrya parasitica* ist ein Neunachweis für Österreich.

Mit der Fertigstellung des Rhein-Main-Donau Schifffahrtskanals wanderten viele Neozoen aus der pontokaspischen Faunenregion und dem Mediterran in mitteleuropäische Fließgewässer ein, welche oft ihre spezifischen Epizoen tragen (SCHÖDEL 1998, 1999). Bei einem Massensterben des durch Berufsfischer eingeschleppten Amerikanischen Signalkrebses *Pacifastacus leniusculus* konnte der Kiemenbesiedler *Daurotheca tespa* erstmals für Österreich nachgewiesen werden (BLATTERER & HOFBAUER 2004). Weitere epizoische Ciliaten, vor allem Peritriche und Suktorien, wurden gelegentlich auf folgenden Organismen entdeckt: Egel (Hirudinea: Chitin-Platte von *Helobdella stagnalis*), Borstenwürmer (Oligochaeta), Wassermilben (Hydrachnellae), Krebstiere (Crustacea: *Austropotamobius torrentium*, Copepoda, Cladocera), Wasserkäfer (Coleoptera: z.B. *Elmis* sp., *Limnius* sp.), Köcherfliegen (Trichoptera: z.B. *Hydropsyche* sp., *Rhyacophila* sp., Limnephilidae), Zuckmücken (Chironomidae). Für eine sorgfältige Bestimmung der Arten blieb im Rahmen der Routineuntersuchungen leider meist keine Zeit.



Abb. 1-7: Epizoen auf Crustaceen von oberösterreichischen Fließgewässern.
1: *Pseudocarchesium steini* auf *Gammarus roeseli*, Pram km 33,6 am 28.11.1996.
2: *Dendrocometes paradoxus*, Aschach km 5,6 am 31.10.1996. **3**: *Lagenophrys ampulla* auf *Gammarus roeseli*, Antiesen km am 21,7 am 12.11.1996. **4**: *Spirochona gemmipara* auf *Gammarus roesli*, Antiesen km 21,7 am 12.11.1996. **5**: *Lagenophrys nassa* auf *Gammarus roeseli*, Trattnach km 4,8 am 10.11.1996. **6**: *Pseudocarchesium simulans* auf *Asellus*, Pram km 13,4 am 12.12.1996.
7: *Usconophrys aperta* auf *Asellus*, Pram km 13,4 am 12.12.1996.



Abb. 8-16: Epi- und Endozoen auf/in Planarien (**8,12**), Oligochaeten (**11**), Bivalven (16) und anderen Ciliaten (**9,10,13-15**) von österreichischen Fließgewässern. **8**: *Urceolaria mitra*, Sipbach km 16,9 am 4.6.1998. **9**: *Tokophrya carchesii* auf *Carchesium polypinum*, Dürre Aschach km 7,5 am 7.11.1996. **10**: *Sphaerophrya epizoica* auf *Vorticella campanula*, Aurach km 7,1 am 24.5.2004. Endozoen. **11**: Astomatida, Faule Aschach 18.5.1999. **12**: *Haptophrya planariarum* aus der Planarie *Dugesia* sp., Ager km 31,2 am 22.8.1995. **13**: *Podophrya stylonychiae* auf *Stylonychia mytilus*, Ranna km 9,3 am 2.11.2006. **14**: *Sphaerophrya stentoris* in *Stenor roeseli*, Große Gusen km 28,9 am 26.6.2000. **15**: *Sphaerophrya canelli* in *Euplotes patella*, Antiesen km 7,1 am 23.7.2002. **16**: *Trichodina* sp. (*pediculus*?) an den Kiemen der vom Aussterben bedrohten Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera*, Waldaist am 23.7.2007.

4.8 Endozoen

In oberösterreichischen Gewässerproben konnte ich gelegentlich endozoische Arten nachweisen. Einige Astomatida (Abb. 11) stammten von versehentlich zerquetschten Borstenwürmern (Oligochaeta), *Haptophrya planariarum* (Abb. 12) wurde in Planarien (Turbellaria) gefunden. In präparierten Zebramuscheln (*Dreissena polymorpha*) fand ich immer *Conchophthirus acuminatus* und gelegentlich *Ophryoglena hemophaga*. Auch KARATAYEV et al. (2003) fanden bei *Dreissena* sehr hohe Infektionsraten (> 90–100 %) mit *C. acuminatus* und *Ophryoglena* sp. (= *O. hemophaga* MOLLOY et al., 2005), was typisch für die Europäischen Bestände ist. Einmal konnte in einer Gewässerprobe sogar ein Ophryoscolecidae aus dem Darm eines Wiederkäuers gefunden werden. Das auffallend violett gefärbte *Gymnodinioides zonatum* wurde 2-mal zufällig gefunden. Bei mehrfacher (> 100 ×) Überprüfung der Wirte (*Gammarus* spp.) an anderen Probestellen tauchten jedoch keine weiteren Exemplare auf. Einige Suktorien fand ich innerhalb anderer Ciliaten, etwa *Podophrya stylonychiae* (Abb. 13), *P. urostylae*, *Podophrya* sp., *Sphaerophrya stentoris* (Abb. 14) und *S. canelli* (Abb. 15).

Alle hier aufgelisteten Endozoen außer *Podophrya stylonychiae* sind faunistische Neunachweise für Österreich was den schlechten Bearbeitungsstand dieser Gruppen belegt (BLATTERER 1994; KRAINER 1999).

Bemerkenswert ist der Massenfund von *Trichodina* sp. (Abb. 16) in einer Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) aus der Waldaist am 23. 7. 2007. Im Zuge einer Überprüfung des Glochidien-Reifegrades wurde ein wenig Kiemengewebe einer lebenden Muschel vorsichtig entnommen. Mir ist keine Beschreibung dieser Vergesellschaftung bisher bekannt geworden. Lichtmikroskopisch gleicht die Art *Trichodina pediculus* (65–80 µm Zell-Durchmesser; 35–45 µm Durchmesser des Hakenkranzes; 24–27 Haken; Länge des Radialdorns 7,0–8,5 µm; n = 5) und besiedelte die Lamellen der Kiemen in hoher Dichte. Lediglich die Form des Hakens und Länge der Hakenscheide (6–8 µm) unterscheidet sich leicht von den Angaben in FOISSNER et al. (1992; 3–6 µm).

5 Gütebestimmung – Saprobie

Die Vorteile der ökologischen Gewässeranalyse gegenüber chemischen Untersuchungsverfahren liegen vor allem darin, dass die Organismen im Laufe ihrer Lebens- und Generationszeit den unterschiedlichsten Einflüssen der Wasserbeschaffenheit ständig ausgesetzt sind und somit diese Einflüsse integrieren. Seit Beginn der saprobiologischen Untersuchungen von Fliessgewässern wurde die Wichtigkeit der Ciliaten im biologischen Abbauprozess erkannt – vor allem hinsichtlich ihrer Reaktion auf leicht abbaubares organisches Material und das Sauerstoffregime. Sie nahmen neben Bakterien, anderen Protisten, Algen, Makrophyten und dem Makrozoobenthos auch eine entsprechend wichtige Rolle bei der Beurteilung der Gewässergüte ein. Ciliaten wurden sogar schon im 19. Jahrhundert zur Indikation von organischer Verunreinigung verwendet. Das erste Gewässergutachten von Linzer Brunnen und der Donau mit Berücksichtigung von Ciliaten stammt vermutlich aus dem Jahr 1882 von Carl SCHIEDERMAYR (AESCHT 1994). Die Bestimmung der Arten erfolgte aufgrund von Lebendbeobachtungen und einfachen Färbe- und Imprägnations-Techniken. Das taxonomische Wissen über die Wimpertiere aus seiner Zeit wurde von KAHL (1930, 1931, 1932, 1935) zusammengefasst. Diese Arbeiten galten für lange Zeit als die „Bibel“ für die Bestimmung von Ciliaten. Über die Jahrzehnte wurden mit neuen Imprägnations- und Sammel-Methoden in vielen Einzelarbeiten weitere Arten beschrieben. Aber die Arbeiten von KAHL blieben die wichtigste taxonomische Quelle, auch als die Methoden der Saprobiologie verbessert wurden (z.B. PANTLE & BUCK 1955; ŠRÁMEK-HUŠEK 1958; ZELINKA & MARVAN 1961; LIEBMANN 1962; SLÁDEČEK 1973).

Doch das Wissen über die Taxonomie und Ökologie aller Organismengruppen wuchs und die Artenfülle wurde für Bearbeiter saprobiologischer Gutachten kaum mehr überschaubar. Ein den modernen Ansprüchen gerecht werdendes, zusammenfassendes Bestimmungswerk für Ciliaten existierte noch nicht und so schien es für viele Gutachter einfacher, sich auf die „besser“ bestimmbaren anderen Gruppen zu spezialisieren. Die Wimpertiere wurden immer weniger bei faunistischen Erhebungen berücksichtigt. Als Grund wurde des Öfteren die schwierige Bestimmbarkeit angegeben. Dieser Lücke nahmen sich Wilhelm FOISSNER und seine Arbeitsgruppe an. In 4 Bänden des als „Ciliaten-Atlas“ bekannt gewordenen Werkes (FOISSNER et al. 1991, 1992a, 1994, 1995) wurde das Wissen über die saprobiologisch eingestuften Arten zusammengetragen, überarbeitet und durch neue Untersuchungen ergänzt. Das Werk bildet seither eine solide Grundlage unter anderem für die Wiederaufnahme der saprobiologischen Gütebestimmung von Fließgewässern mit Ciliaten. Der Erfassungsgrad der bekannten Arten stieg, Bestimmungen wurden sicherer und sinnvolle Verbreitungskarten wurden möglich (BLATTERER 2002).

Die Freude über die „wieder gewonnene Bestimmbarkeit“ eines Großteils der Fließgewässer-Ciliaten wurde jedoch durch zahlreiche neue Erfahrungen bei der Berechnung des Saprobienindex mittels verschiedener Indikator-Gruppen an zahlreichen gering bis mäßig belasteten Flüssen und Bächen getrübt (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung 1992, 1993a, b, c,

1994a). So schön ausgeprägte Selbstreinigungsstrecken wie es etwa Wiackowski (1981) darstellte, vom polysaproben zum beta-mesosaproben Drwinka Fluss in Polen, sind selten geworden. Die in Oberösterreich parallel durchgeführten chemischen, biologischen und bakteriologischen Untersuchungen haben gezeigt, dass die herkömmliche Auswertungsmethode bei den gegebenen Belastungssituationen oft keine ausreichende Trennschärfe besitzt. Der Grund dafür liegt einerseits darin, dass extrem belastete Flussabschnitte mit Ausnahme kleiner Bäche fehlen, andererseits ergibt sich aufgrund der geringeren Zahl von oligo-, betameso- und polysaprob indizierenden Ciliaten-Arten zwangsläufig eine Verschiebung zu mittleren Güteklassen.

Für Beschränkungen auf einzelne Tiergruppen war das Saprobiensystem bzw. der Saprobienindex ursprünglich nicht konzipiert. Einseitigkeit bei der Parameterwahl (z.B. einzelne Organismengruppen) führt zu gerichteten Fehlern. So zeigt der „Makrozoobenthos-Index“ bei stärkerer Belastung immer besser, der „Ciliaten-Index“ bei geringer bis mäßiger Belastung immer schlechter als der „wahre“ Wert. Die Berechnung des Saprobienindex und die Güteeinstufung bedürfen daher bestimmter Korrekturen, wenn nur eine oder wenige Indikatorgruppen verwendet werden. Die von Blatterer (1995) beschriebene Methode basiert auf folgender Faustregel: In sehr sauberen Bächen leben nur wenige Ciliaten. Mit zunehmender Belastung werden sie zahlreicher und wir finden die meisten Arten. In stark verschmutzten Bächen leben aber nur mehr wenige Arten, welche oft große Dichten erreichen. Manche vermehren sich massenhaft und bilden Ciliaten-Rasen. Deshalb eignen sich diese Einzeller nach wie vor besonders gut für die Bestimmung der biologischen Gewässergüte (siehe unten).

Nahrung und Konkurrenz werden von vielen Autoren als die wichtigsten Regulatoren der Ciliaten-Dichte angesehen. Daneben spielen auch die Feinde und die Raumgestalt des Habitats eine wichtige Rolle (z.B. Schönborn 1982, 1992a). So kann in der Saale (Deutschland) der Naidide *Chaetogaster diastrophus*, der Hauptprädator der Ciliaten, bis zu 72 % der Ciliaten-Produktion abschöpfen (Schönborn 1992a). Andererseits konnten die beiden algivoren *Oxytricha fallax* und *Trithigmostoma cucullulus* schätzungsweise täglich 5 % der Diatomeen Biomasse konsumieren, was etwa 16 % der täglichen Diatomeen-Produktion im Spring Creek (Pennsylvania, USA) entsprach (Balczon & Pratt 1996).

Sola et al. (1996) fanden 67 Arten im Henares Fluss (Spanien) mit relativ niedrigen Abundanzen im gering belasteten Oberlauf und höheren Abundanzen im belasteten Unterlauf. Viele der von ihnen vorgenommenen saprobiologischen Einstufungen, zum Teil werden Arten sogar mit Schwerpunkt in der Oligosaprobie klassifiziert, stimmen nicht mit denen aus dem Ciliaten-Atlas und meinen eigenen Erfahrungen überein. Um der Verschiebung errechneter Saprobitäts-Werte auf die Mitte der Saprobitäts-Skala entgegen zu wirken, haben Sláde ek & Sláde ková (1998) die Valenzen von 28 polysaprob indizierenden Ciliaten-Arten auf den isosaproben Bereich erweitert. Diese Anpassungen bringen keine Verbesserung bei der Berechnung in oligo- bis mesosaproben Gewässern. Hingegen wurde die Methode nach Blatterer (1995) leicht abgeändert, nämlich mit Abundanzschätzung der Protozoen auf ausgehängten Objektträgern. Damit ergaben sich vernünftigere Ergebnisse als mit dem nicht korrigierten Mikroindex (Widera 2000).

Auch in China haben sich Protozoen bei der Gewässergüteuntersuchung von Flüssen bewährt. Es wurden auf eingehängten Polyurethan-Schwämmen 457 Protisten, davon 192 Ciliaten-Arten, gefunden. Mit zunehmender Verschmutzung (allerdings nicht nur organischer) wurde die Gesamt-Artenzahl und der Anteil der autotrophen Flagellaten und somit der Diversitätsindex signifikant geringer, hingegen stieg der Heterotrophie-Index und die Kolonisationsrate an (Foissner 1990; Shen et al. 1995). Mit dieser Methode konnten oft die Auswirkungen von massiven Einleitungen aus der pharmazeutischen Industrie nachgewiesen werden. Im Bereich der Einleitungen sanken die Artenzahlen der Ciliaten auf ein Minimum. Auf einer Selbstreinigungs- bzw. Verdünnungsstrecke nahmen die Artenzahlen wieder zu, um schließlich sogar den Ausgangswert zu übertreffen. Das deutet auf ein besseres Nahrungsangebot aufgrund des durch die organischen Einleitungen gesteigerten Bakterienwachstums hin.

Ebenfalls mit der Besiedlung von Ciliaten auf Polyurethan-Schwämmen konnten Grolière et al. (1990) Verschmutzungen des La Dore Baches (Frankreich) nachweisen. Im sauberen Bereich fanden sie 15 Arten mit 40 Individuen ml^{-1}, in belasteten Bereichen bis zu 1400 Individuen ml^{-1}. Die Gesamt-Artenzahl war mit 46 Taxa relativ gering.

Madoni & Bassanini (1999) fanden an der Sedimentoberfläche (Saugsampler) in der unverschmutzten Stirone (Italien) durchschnittlich 45–73 Individuen cm^{-2} (Extremwerte 6–148 Individuen cm^{-2}) und jeweils einen hohen durchschnittlichen Diversitätsindex (2,14 und 2,42). Im Ghiara Bach, einem durch Abwässer stark verschmutzten Zubringer, fanden sie durchschnittlich 1416 Individuen cm^{-2} (178–4777 Individuen cm^{-2}) und einen niedrigen Diversitätsindex von 1,76. Mittlere Werte wurden flussabwärts gefunden, wo die Dichte der Ciliaten sich nach dem abnehmenden Gradient der Ver-

schmutzung entsprechend verringerte. Insgesamt wurden 147 Arten gefunden. Auffallend war, dass im unverschmutzten Bereich algivore Ciliaten anteilsmäßig überwogen, in den belasteten Bereichen dagegen die bakterivoren Ciliaten dominierten. Im deutlich alpha-mesosaproben Ghiara Bach waren das vor allem *Colpidium colpoda* (651 Individuen cm^{-2}) im Februar, *Carchesium polypinum* (2148 Individuen cm^{-2}) im März, *Cyclidium glaucoma* (4096 Individuen cm^{-2}) im Mai und *Zoothamnium procerius* (432 Individuen cm^{-2}) im August. Bemerkenswert ist auch, dass im unbelasteten Bereich das räuberische Ciliat *Lembadion lucens* mit 50 Individuen cm^{-2} im Juli die höchste Abundanz erreichte.

TIRJAKOVÁ & DEGMA (1996) kommen aufgrund ihrer Untersuchungen in sauberen Bächen der Karpaten (Slowakei) zum Schluss, dass ein hoher Anteil von bakterivoren Ciliaten auf gesteigerte organische Verschmutzung (vermutlich aus der Landwirtschaft) deutet. Niedrige Abundanzen und Biomassen signalisieren Bäche ohne bemerkenswerte Verunreinigung. Eine Ausnahme diesbezüglich ergab sich bei TIRJAKOVÁ (2003). Hatten sich die Arten von 12 an der Quelle auf 24–26 flussabwärts erhöht, so fanden sich plötzlich nur mehr 11 Arten. Das konnte durch massive flussbauliche Maßnahmen mit erheblichem Verlust an Habitat-Diversität und künstlichen Wasserführungsschwankungen erklärt werden. Das Auftreten von unnatürlichen morphologischen und physiologischen Deformationen deutete zudem auf toxische Einleitungen hin.

Die Auswirkungen des Donaukraftwerkes Gabčikovo (Slowakei) auf die Ciliaten wurden von MATIS & TIRJAKOVÁ (1995) untersucht. Durch den Aufstau wurden das Artenspektrum (insgesamt 262 Arten inklusive der Neben- und Altarme) und die Abundanz der Ciliaten erhöht, was auch durch etwas schlechtere Saprobitäts-Werte angezeigt wird. Ausschlaggebende Faktoren waren die Herabsetzung der Strömungsgeschwindigkeit, Verminderung der Erosion sowie die Zuname der Sedimentation, was zu einem Anstieg der Nährstoffversorgung beitrug.

5.1 Quellregionen – saubere Fließgewässer

Es gibt kaum Arbeiten über Ciliaten in sauberen Flüssen und Bächen bzw. Quellen. Vermutlich deshalb, weil sie unter diesen Bedingungen oft nur in sehr geringer Abundanz auftreten und daher schwierig zu bearbeiten sind (FOISSNER 1997b, FOISSNER et al. 1994, 1995). In Limno- und Helokrenen, welche über einen kleinen See bzw. Sumpf entspringen, können sich aufgrund von permanenter Wasserführung und Ablagerung organischen Materials in Kolken auch Gewässer-Ciliaten gut entwickeln. So fand etwa FOISSNER (1980) in ausgepressten Moosen alpiner Fließgewässer und sogar auf überrieselten Felsen Ciliaten. Manche dieser Gewässer waren jedoch trotz abgelegener Lage (durchschnittlich 2070 m Meereshöhe) durch Weidevieh bereits organisch belastet.

In der Nähe der Quellen werden meist wenige Ciliaten gefunden. Mit der Einzugsgebietsgröße und zunehmender Habitat-Diversität und somit dem steigenden Anfall an natürlichem organischem Material steigen die Artenzahlen und die Abundanzen auch ohne anthropogene Einflüsse an (z.B. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung 1994a, b, 1997; BLATTERER 1994; PACKROFF & ZWICK 1996; TIRJAKOVÁ 2003).

PRIMC (1988) fand in oligosaproben Proben der Save durchschnittlich neun Arten und in alpha-mesosaproben Proben durchschnittlich 18 Ciliaten-Arten. Logischerweise war das mikrobielle Nahrungsnetz in der Oligosaprobie weit einfacher; außerdem wurden typische Boden- und Moos-Ciliaten nachgewiesen. Der relative Anteil der algivoren Ciliaten war höher als in der Mesosaprobie, wo die bakterivoren Ciliaten mit 45 % den Hauptanteil ausmachten.

PACKROFF & ZWICK (1996) fanden auf Objektträgern in der Quelle des Breitenbaches (Deutschland) 23 Ciliaten-Arten. Bereits nach etwa 700 m wurden 78 Arten gefunden. In allen sechs Probestellen des unverschmutzten Breitenbaches wurden 143 Arten (23–91 je Probestelle) bestimmt, davon 113 auf Objektträgern und 69 im Sediment; 43 Taxa wurden nicht auf Artniveau determiniert. Während Peritriche, Oligotriche und Colpodea ausschließlich im Periphyton auftraten, waren Heterotriche mit Ausnahme von *Stentor* auf das Sediment beschränkt. Die durchschnittlichen Abundanzen betrugen 857–1470 Individuen ml^{-1} Sediment (durchschnittliche Korngrößen meist <180 µm; organischer Gehalt 1,5–7,4 %) mit Maximalwerten von 4000 Individuen ml^{-1} und Feuchtmassen von 1–169 µg ml^{-1} (PACKROFF & ZWICK 1998).

FOISSNER (1997b) fand in 22 Proben von vier sauberen Bächen (Illach, Eger, Röslau, Zinnbach) in Bayern (Deutschland) 156 Ciliaten-Arten. Davon 125 Arten in 16 Proben aus der Illach und 47, 42 bzw. 35 Arten aus je zwei (Frühling und Herbst) Proben der teilweise versauerten (durchschnittliche pH-Werte 6,0; 5,2; 4,1) Bäche des Fichtelgebirges. Drei neue Arten konnten beschrieben werden. Zwischen fünf und 16 Arten je Bach konnten nicht bestimmt werden! Mit wenigen Ausnahmen (z.B. *Urotricha synuraphaga*) traten alle erwartungsgemäß in sehr geringer Zahl auf. Die meisten Proben enthielten nur wenige Arten, wofür methodische Schwierigkeiten und/oder Nahrungsmangel verantwortlich gemacht wurden.

Von FOISSNER et al. (1992c) wurden 154 Ciliaten-Taxa (29–60 Arten pro Probenahme) in 12 Zubringerbächen zur Amper (Deutschland) gefunden. Viele Arten waren Einzelfunde. Nur vier Arten kamen in allen Proben vor: *Aspidisca lynceus, Cyclidium glaucoma, Trochilia minuta, Uronema parduczi* (= *U. nigricans*). In der gering belasteten Maisach wurden auffallend viele terricole Ciliaten gefunden; hier wurde allerdings nur die Uferzone besammelt. In der zweimal besammelten Würm wurden zusammen 80 Arten gefunden, was zeigte, dass bei einmaligen Probenahmen nur ein sehr unvollständiges Artenspektrum erfasst wird. FINLAY et al. (1993) stießen vermutlich auch auf dieses Phänomen und schlossen Folgendes: Die Anzahl der Arten, welche in einem Fluss im Laufe seines Selbstreinigungsprozesses gefunden werden, sagt uns nur wie viele Habitate zum gegebenen Zeitpunkt auftraten, besiedelt wurden und wieder verschwanden; es sagt uns nicht unbedingt, wie viele Arten gemeinsam in diesem Fluss koexistieren.

5.2 Boden- und Moos-Ciliaten in Fließgewässern

Ein wesentlicher Unterschied zwischen Fließgewässer- und Boden-Ciliaten ist die Fähigkeit letzterer, temporäre und schützende Ruhezysten auszubilden. In den Zysten können sie unpassende Lebensbedingungen überstehen. Transferexperimente haben gezeigt, dass Ciliaten aus Flüssen und Kläranlagen schlecht in Böden überleben (FOISSNER 1987). Leider sind diese Experimente nicht detailliert genug und sollten wiederholt werden. Zum Überleben von Fluss-Ciliaten im Boden wurde von FOISSNER (1987) ein kleines Mikrokosmos-Experiment versucht. Eine Petrischale (15 cm Durchmesser) wurde mit 30 g eines gemischten, gesiebten (2 mm) und sterilisierten Koniferenbodens gefüllt. Dazu wurden 30 ml einer leicht konzentrierten Ciliaten-Gemeinschaft aus einem alpha-mesosaproben Fluss gegeben. Von anfänglich 18 Arten wurden nach 20 Tagen nur mehr fünf Arten (28 %) gefunden. Nach zwei Wochen lufttrocknen und Wiedervernässung mit destilliertem Wasser lebten nach weiteren 20 Tagen nur noch drei Arten (17 %). Der gleiche Versuch mit ursprünglich neun Bodenarten ergab nach 20 Tagen sechs (66 %) überlebende Arten. Nach der Trocknung und Wiedervernässung mit destilliertem Wasser waren noch vier Arten (44 %) zu finden. Leider wurde kein Arteninventar publiziert.

Dazu passen eigene unveröffentlichte Versuche. Aus oberösterreichischen Fließgewässern (Aist, Große Rodl, Gusen, Krems, Welser Grünbach, Dürnaubach) wurde nach der Methode von BLATTERER (1995) Material gesammelt. Zwölf mit je etwa 300 ml Probenmaterial gefüllte Weithalsgefäße wurden bei Zimmertemperatur offen stehen gelassen. Dabei verschwanden die ursprünglich 17–65 festgestellten Arten nach und nach. Wenige bakterivore Arten konnten sich massenhaft entwickeln (z.B. *Cyclidium glaucoma*, *Colpidium colpoda*, *Glaucoma scintillans*), oft konnte ich zusätzliche Arten feststellen, welche in den frischen Proben nicht nachgewiesen wurden. Etwa entwickelten sich durch Eintreten von Fäulnisprozessen typische Anaerobier (*Metopus* spp., *Caenomorpha* spp.). Nach einigen Wochen waren die Proben völlig ausgetrocknet. Sieben Proben wurden nach zwei Monaten bis einem Jahr, fünf Proben nach etwa drei Jahren mit deionisiertem Wasser wieder gewässert und in unregelmäßigen Abständen (meist nach zwei Tagen bis etwa zwei Wochen) kontrolliert. In allen Proben ergaben sich sehr drastische Artenschwunde. Die meisten Ubiquisten, die regelmäßig auch in Bodenproben auftreten können (FOISSNER 1987, 1998a), konnten nicht gefunden werden. Dies weist darauf hin, dass die Fähigkeit Austrocknung über „lange Zeit" zu überleben, bei den vorhandenen Bedingungen für die meisten Ciliaten nicht gegeben war. Nur jeweils 1–6 meist typische Boden-Arten konnten in solchen wiederbefeuchteten Proben gefunden werden: Hypotrichia gen. spp. 7-mal, *Colpoda steinii* 6-mal, *Colpoda* sp. 5-mal, *C. aspera* 4-mal, *C. inflata* 4-mal, *C. cucullus* 3-mal, *C. maupasi* 3-mal, *C. edaphoni* 1-mal, *Spathidium* s. l. spp. 3-mal, *Halteria grandinella* 3-mal, *Sterkiella histriomuscorum* 2-mal, *Cinetochilum margaritaceum* 1-mal, *Cyclidium glaucoma* 1-mal, *Cyrtolophosis elongata*(?) 1-mal, *Dileptus* sp. 1-mal, *Litonotus* sp. 1-mal, Nassulida gen. sp. 1-mal, *Pseudochilodonopsis* sp. 1-mal, *Vorticella* sp. 1-mal. In den frischen Gewässerproben konnten diese Arten meist nicht entdeckt werden. Warum keine anderen Ubiquisten (wieder) gefunden wurden, kann folgende Ursachen haben: (i) Während des Eintrocknens bzw. Ausfaulens der Proben entstanden für sie ungünstige Lebensbedingungen, welche zu einem raschen Absterben führten. (ii) Die Bedingungen waren so ungünstig, dass sogar die Zysten abstarben. (iii) Die Arten und/oder ihre Zysten wurden von anderen in der Probe noch aktiven Organismen (z.B. Rotatorien, Copepoden, Chironomiden) gefressen. (iv) Die Lebensbedingungen in der wieder gewässerten Probe passten nicht, um eine Exzystierung einzuleiten. (v) Die Lebensbedingungen in der wieder gewässerten Probe passten nicht bzw. noch nicht, um ein Überleben und Vermehren zu gewährleisten (z.B. Nahrungsmangel bei auf spezielle Futterorganismen angewiesene Arten, etwa fädige Blaualgen bei manchen Nassuliden).

In sauberen bayerischen Bächen stellte FOISSNER (1997b, siehe Kapitel 4.1) einen sehr hohen Anteil (24 %) typischer Bodenbewohner fest. Das resultierte daraus, dass auch ins Wasser hängende (Leber-)Moose sowie aus dem Umland eingetragenes organisches Material gesammelt wurden und bei kleinen Bächen ein intensiver Kontakt zum umliegenden Boden besteht. Nach FOISSNER (1987, 1998a) kann etwa ein Viertel der

bekannten Bodenarten sowohl terrestrische wie auch limnische Habitate besiedeln. Einen ähnlich hohen Anteil (21,3 %) an Bodenarten fanden FOISSNER et al. (1992b) bei der direkten Sammelmethode im Flussbett der mesosaproben Flüsse Amper und Windach (Bayern, Deutschland). Auf 2–3 Wochen lang, etwa 10 cm über dem Sediment exponierten Badeschwämmen und Laubbeuteln wurden nur 15,6 % bzw. 17,3 % terrestrische Ciliaten-Arten festgestellt.

Typische Boden-Arten findet man gelegentlich in Fließgewässern, allerdings treten sie fast immer nur vereinzelt auf. Von FOISSNER et al. (1991) werden höhere Dichten solcher Arten (z.B. *Colpoda* spp.) als Indikatoren von edaphischem Einfluss gewertet. Regelmäßig findet man einen höheren Anteil an terrestrischen Arten in sehr sauberen Flüssen und Quellregionen oder in bei Niedrigwasser trocken fallenden und wieder überschwemmten Wassermoosen (z.B. *Microdiaphanosoma arcuatum*, *Platyophrya vorax*, *Sathrophilus muscorum*). Das ist ein Hinweis darauf, dass Boden-Ciliaten bei höherer Dichte von Gewässer-Ciliaten und/oder anderen Organismen durch Konkurrenz verdrängt werden. In regelmäßig trocken fallenden Bereichen können sie sich jedoch dauerhaft gegenüber nicht-Zysten-bildende Arten behaupten und/oder als Erstbesiedler schneller die neu benetzten Oberflächen besiedeln.

5.3 Saisonalität

Fast immer wurden deutliche saisonale Schwankungen in der Ciliaten-Zönose festgestellt. Ein häufig auftretendes Muster ist ein Sommer-Minimum und ein Frühjahrs- und/oder Herbst-Maximum (z.B. SCHÖNBORN 1982; TIRJAKOVÁ 1993, 2003, TIRJAKOVÁ & DEGMA 1996; PRIMC-HABDIJA et al. 1996; SOLA et al. 1996; KOVALCHUK 1997b; BALÁŽI & MATIS 2002a; CLEVEN 2004). Plausible Erklärungen dafür sind vor allem Einschwemmungen aus dem Einzugsgebiet durch Schneeschmelze und Frühjahrshochwässer gekoppelt mit der landwirtschaftlichen Haupt-Düngeperiode im Frühjahr bzw. dem Abbau von abgestorbenen Makrophyten und eingetragenem Falllaub sowie Abschwemmungen aus abgeernteten Feldern im Herbst. Die Abundanz-Maxima spiegeln auch die durch die Einträge erhöhte Saprobie wider.

PRIMC-HABDIJA et al. (1998) fanden einen deutlichen Zusammenhang zwischen Abfluss und Ciliaten-Besiedlung in der Save (Kroatien, Slowenien). In stabilen Perioden im Winter und Sommer lag die Ciliaten-Besiedlung auf Steinen zwischen 200 und 350 Individuen cm^{-2}. In der hydrologisch unstabilen Periode im Frühling und Herbst erreichten die Ciliaten nur 70–110 Individuen cm^{-2}. Zudem wurde festgestellt, dass die größeren Arten mehr von der Auswaschung betroffen waren und die Größenklassen (Volumen > 150.000 μm^3) oft gänzlich eliminiert wurden. Daher war die Ciliaten-Biomasse in stabilen Phasen 51-mal höher als nach Hochwasserperioden. Aus diesem Grund wird bei der Methode zur Gütebestimmung nach BLATTERER (1995) bei der Abschätzung von Substratanteilen umgelagertes Sediment nicht mitbewertet.

HUL (1986) stellte fest, dass nicht niedrige Temperaturen der limitierende Faktor für die quantitative Entwicklung der Ciliaten sind, sondern die Menge an vorhandener Nahrung. Auch PRIMC (1984), BAUER (1987) und STÖSSEL (1989) kamen zum Schluss, dass die Zunahme in der Artenzahl mit der Erhöhung des Saprobitäts-Grades verläuft und die dichtesten Populationen in der alpha-mesosaproben und polysaproben Stufe zu finden sind. Das passt gut mit meinen das ganze Jahr über durchgeführten Untersuchungen zusammen. Im Winter wie im Sommer sind in belasteten Gewässern hohe Abundanzen zu finden. Saisonale Schwankungen fallen bei der Berechnung des Saprobienindex kaum ins Gewicht.

6 Einige Gedanken zur Ausbreitung von Ciliaten – oder wie kommen die „Biester“ flussaufwärts an die Quellen?

Viele Ciliaten sind in der Lage ungünstige Bedingungen innerhalb eines Dauerstadiums, den Zysten, zu überstehen. Hier sind vor allem die Bewohner austrocknender Gewässer zu nennen. Auch der Großteil der Bodenformen und einige Plankton-Arten sind dazu in der Lage. Für viele Arten ist bekannt, dass sie mehrere Jahrzehnte der Trockenheit überstehen, nach Wiederbefeuchtung zu neuem Leben erwachen und so für den Fortbestand sorgen können. Gerade in Bodenproben von Überschwemmungsflächen großer Flüsse wurde eine Fülle von Arten (70–100 pro Probe) gefunden und beschrieben und es sind in solchen Lebensräumen noch viele neue Arten zu erwarten (z.B. FOISSNER 1993, 1999, 2003a, b, FOISSNER et al. 2002). Viele aquatische Arten verlassen das an Nischen sehr reiche Überschwemmungsland auch bei Niedrigwasser nicht. Sie überleben in perennen Gewässern oder bilden trockenresistente Dauerstadien. Die hohe Habitat-Diversität natürlicher Flüsse begünstigt die hohe Arten-Diversität trotz des Stresses durch den Wechsel zwischen aquatischen und terrestrischen Phasen (JUNK 2001).

Zysten können sehr leicht mit dem Wind über ganze Kontinente verteilt werden. Von vielen Gewässerbewohnern ist aber keine Zysten-Bildung bekannt. In den immerfeuchten tropischen Regenwäldern wurden mittlerweile auch Bodenformen gefunden, die anscheinend, so wie viele Wasserarten, ebenfalls keine Dauer-Zysten bilden können bzw. deren Fähigkeit zur Bildung tro-

ckenresistenter Zysten reduziert ist (FOISSNER 1997a). Im Gegensatz dazu vermutet PETZ (2003), dass in den über mehrere Monate zur Gänze durchgefrorenen Bächen und Teichen der Antarktis typische limnetische Arten (darunter z.B. *Paramecium aurelia)* in Ruhezysten überleben, da bei der Kälte gar kein flüssiges Wasser mehr vorhanden ist.

Wie und mit welcher Geschwindigkeit sich nicht enzystierende Arten auf natürlichem Weg neuen Lebensraum erschließen können ist kaum bekannt. Es ist denkbar, dass sie als „blinde Passagiere" an oder in anderen mobilen Tieren, etwa Wasservögeln und Insekten, weite Strecken mitreisen. Möglicherweise ist deshalb in quellnahen Bereichen und sauberen Gewässern ein erhöhter Anteil von Boden-Ciliaten zu finden, weil sie diese Habitate leichter erreichen können als nicht-Zysten-bildende. Bevorzugt findet man sie in ins Gewässer hängenden und zum Teil trockenfallenden Moosen.

Über anthropogene Verschleppung von mikroskopisch kleinen Lebewesen weiß man wenig. Allerdings zeigen Studien, dass etliche marine Organismen, darunter auch Protozoen, mit dem Ballastwasser von Schiffen verschleppt werden (HÜLSMANN & GALIL 2001). Demnach ist dieser Weg der Verbreitung auch im Süßwasser wahrscheinlich. Boden-Ciliaten können mit Topf-Pflanzen und Gewässer-Ciliaten mit Aquarien-Bewohnern weltweit verschleppt werden. Eine genaue Klärung welche Arten überhaupt schon verschleppt worden sind oder zumindest in jüngster Zeit (geologisch betrachtet) schon kosmopolitisch waren, ist vermutlich nie möglich.

7 Danksagung

Prof. Dr. Willi FOISSNER und seiner Frau Prof. Dr. Ilse FOISSNER gebührt großer Dank für das mir entgegengebrachte Vertrauen, die gewaltige protozoologische Privatbibliothek in ihrem Hause zu benutzen. Tage- und nächtelang durfte ich, meist nur in Begleitung der FOISSNER-Katzen, schmökern, kopieren, schwitzen, verzweifeln und staunen. Herzlich gedankt sei an dieser Stelle dem Amt der oberösterreichischen Landesregierung für die institutionelle Unterstützung.

Für wertvolle Diskussionen und Hilfestellungen (Anregung, Literatur, Korrektur, Lesen) bedanke ich mich bei den Freund(inn)en und Kolleg(inn)en Frau Dr. Erna AESCHT, Frau Dr. Sabine AGATHA, Herrn Doz. Dr. Helmut BERGER, Herrn Gerd BLATTERER und Herrn Dr. Wolfgang PETZ.

Die Kiemengewebsprobe einer Flussperlmuschel wurde mir von Herrn Mag. Christian SCHEDER (Technisches Büro für Gewässerökologie, Wels) überlassen.

8 Literaturverzeichnis

AESCHT E. (1994): Die Erforschung der Urtiere (Protozoen) in Österreich. — Kataloge des OÖ. Landesmuseums Linz, Neue Folge **71**: 7–79.

ALBRECHT J. (1986): Periphyton (Aufwuchs) communities of ciliated protozoa in salt-polluted running waters of the Weser River Basin – Their structure and indicator value (including model ecosystems). — Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr. **71**: 187–224.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.; 1992): Traun. Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1991/92. — Gewässerschutz Bericht **1/1992**: 1-157.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.; 1993a): Ager. Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1991/92. — Gewässerschutz Bericht **2/1993**: 1-147.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.; 1993b): Vöckla. Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1991–1993. — Gewässerschutz Bericht **3/1993**: 1-157.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.; 1993c): Alm. Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1991–1993. — Gewässerschutz Bericht **4/1993**: 1-157.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.; 1994a): Krems. Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1991–1993. — Gewässerschutz Bericht **5/1994**: 1-69.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.; 1994b): Steyr und Steyr-Einzugsgebiet und Überblick über die untersuchten Flüsse des Traun- und Steyr-Einzugsgebietes. Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1991–1993. — Gewässerschutz Bericht **6/1994**: 1-113.

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.; 1997): Biologische Güte und Trophie der Fließgewässer in Oberösterreich. Entwicklung seit 1966 und Stand 1995/96. — Gewässerschutz Bericht **18/1997**: 1-143.

ARNDT H. (1994): Protozoen als wesentliche Komponente pelagischer Ökosysteme von Seen. — Kataloge des O.Ö. Landesmuseums Linz, Neue Folge **71**: 111–147.

AZAM F., FENCHEL T., FIELD J.G., GRAY J.S., MEYER-REIL L.A. & THINGSTAD F. (1983): The ecological role of water-column microbes in the sea. — Mar. Ecol. Prog. Ser. **10**: 257–263.

BALÁŽI P. & MATIS D. (2002a): Composition, seasonal dynamics and feeding groups of ciliated protozoa in the pelagial of the Morava river. — Biológia (Bratisl.) **57**: 153–160.

BALÁŽI P. & MATIS D. (2002b): The species diversity, seasonal dynamics and trophical relations of the pelagic ciliated protozoa in the selected rivers of Slovakia. — Ekológia (CSSR) **21**: 3–14.

BALCZON J.M. & PRATT J.R. (1996): The functional responses of two benthic algivorous ciliated protozoa with differing feeding strategies. — Microb. Ecol. **31**: 209–224.

BALDOCK B.M., BAKER J.H. & SLEIGH M.A. (1983): Abundance and productivity of protozoa in chalk streams. — Holarc. Ecol. **6**: 238–246.

BAUER J. (1987): Ökologische Untersuchungen an Aufwuchsciliaten zweier abwasserbelasteter Gebirgsbäche (Mettma und Gutach/Wutach, Südschwarzwald). — Arch. Hydrobiol. Suppl. **77**: 1–37.

BERECZKY M.Cs. (1998): Long-term ecological investigations of protozoan communities in the Danube River. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **26**: 978–982.

BERECZKY M.CS. & NOSEK J.N. (1993): The influence of ecological factors on the abundance of different ciliated protozoa populations in the Danube river I. Investigation of the ecological amplitude. — Acta Protozool. 32: 1–16.

BERGER H. & FOISSNER W. (2003): Illustrated guide and ecological notes to ciliate indicator species (Protozoa, Ciliophora) in running waters, lakes, and sewage plants. — In: STEINBERG C. (Ed.): Handbuch angewandte Limnologie. Ecomed Verlag. 17. Erg.-Lief. **10/03**: 1-160.

BLATTERER H. (1994): Die Ciliaten oberösterreichischer Fliessgewässer mit besonderer Berücksichtigung der südlichen Inn-Zubringer. — Kataloge des OÖ. Landesmuseums, Neue Folge **71**: 149–163.

BLATTERER H. (1995): Verbessertes Verfahren zur Berechnung des Saprobienindex mittels Ciliaten (Ciliophora, Protozoa). — Lauterbornia **20**: 23–36.

BLATTERER H. (2002): Some conditions for the distribution and abundance of ciliates (Protozoa) in running waters — Do we really find every species everywhere? — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **28**: 1046–1049.

BLATTERER H. & HOFBAUER M. (2004): Massensterben von Signalkrebsen in der Grossen Naarn. — In: Amt der Oö. Landesregierung Abteilung Wasserwirtschaft, Aufgabengruppe Gewässerschutz (Hrsg.): Gewässerschutz 2002/2003 Stand und Perspektiven., Linz: 77–83.

BOTT T.L. & KAPLAN L.A. (1989): Densities of benthic protozoa and nematodes in a Piedmont stream. — J. N. Am. Benthol. Soc. **8**: 187–196.

BOTT T.L. & KAPLAN L.A. (1990): Potential for protozoan grazing of bacteria in streambed sediments. — J. N. Am. Benthol. Soc. **9**: 336–345.

BUITKAMP U. (1997): Ökologische Untersuchungen an vagilen Ciliaten des Aufwuchses überwiegend mäßig belasteter Fließgewässer Nordrhein-Westfalens (Deutschland). — Limnologica **27**: 349–363.

BUITKAMP U. (2000): Anmerkungen zur Adaptation vagiler Ciliaten an die Strömung. — Internetpublikation: http://www.stua-lp.nrw.de/4/gues/cilia_stroe.html.

BUITKAMP U., SONG W. & WILBERT N. (1989): Ein neuer hypostomer Ciliat, *Pseudochlamydonella rheophila* sp. n. (*Pseudochlamydonellidae* fam. nov., *Pseudochlamydonella* gen. n.) im Aufwuchs eines Baches. — Acta Protozool. **28**: 69–75.

CLEVEN E.-J. (2004): Seasonal and spatial distribution of ciliates in the sandy hyporheic zone of a lowland stream. — Europ. J. Protistol. **40**: 71–84.

CLEVEN E.-J. & MEYER E.I. (2003): A sandy hyporheic zone limited vertically by a solid boundary. — Arch. Hydrobiol. **157**: 267–288.

DIETRICH D. & ARNDT H. (2004): Benthic heterotrophic flagellates in an Antarctic melt water stream. — Hydrobiologia **529**: 59–70.

EISENMANN H., TRAUNSPURGER W. & MEYER E. (1997): A new device to extract sediment cages colonized by microfauna from coarse gravel river sediments. — Arch. Hydrobiol. **139**: 547–561.

EISENMANN H., TRAUNSPURGER W. & MEYER E. (1998): Community structure of selected micro- and meiobenthic organisms in sediment chambers from a prealpine river (Necker, Switzerland). — In: BRETSCHKO G. & HELESIC J. (Ed.), Advances in River Bottom Ecology, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 155–162.

FENCHEL T. (1969): The ecology of marine microbenthos IV. Structure and function of the benthic ecosystem, its chemical and physical factors and the microfauna communities with special reference to the ciliated protozoa. — Ophelia **6**: 1–182.

FENCHEL T. (1987): Ecology of Protozoa. The Biology of Free-living Phagotrophic Protists. — Science Tech Publishers, Madison.

FENCHEL T. & FINLAY B.J. (1995): Ecology and Evolution in Anoxic Worlds. — Oxford University Press, Oxford, New York, Tokyo.

FINLAY B.J. & ESTEBAN G.F. (1998a): Planktonic ciliate species diversity as an integral component of ecosystem function in a freshwater pond. — Protist **149**: 155–165.

FINLAY B.J. & ESTEBAN G.F. (1998b): Freshwater protozoa: biodiversity and ecological function. — Biodiversity and Conservation **7**: 1163–1186.

FINLAY B.J. & MABERLY S.C. (2000): Microbial Diversity in Priest Pot: a Productive Pond in the English Lake District. — Freshwater Biological Association, Ambleside.

FINLAY B.J., TÉLLEZ C. & ESTEBAN G. (1993): Diversity of free-living ciliates in the sandy sediment of a Spanish stream in winter. — J. gen. Microbiol. **139**: 2855–2863.

FINLAY B.J., MABERLY S.C. & COOPER J.I. (1997): Microbial diversity and ecosystem function. — Oikos **80**: 209–213.

FOISSNER W. (1980): Artenbestand und Struktur der Ciliatenzönose in alpinen Kleingewässern (Hohe Tauern, Österreich). — Arch. Protistenk. **123**: 99–126.

FOISSNER W. (1987): Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators, and guide to the literature. — Progr. Protistol. **2**: 69–212.

FOISSNER W. (1990): Dynamics of ecology of free-living protozoa. — Zool. Sci. Suppl. **7**: 155–165.

FOISSNER W. (1993): Idiocolpoda pelobia gen n., sp. n., a new colpodid ciliate (Protozoa, Ciliophora) from an ephemeral stream in Hawaii. — Acta Protozool. **32**: 175–182.

FOISSNER W. (1996): Symphorionte Wimpertiere (Protozoa, Ciliophora) auf Großen Kiemenfußkrebsen (Crustacea, Branchiopoda). — Stapfia **42**: 59–69.

FOISSNER W. (1997a): Soil ciliates (Protozoa: Ciliophora) from evergreen rain forests of Australia, South America and Costa Rica: diversity and description of new species. — Biol. Fertil. Soils **25**: 317–339.

FOISSNER W. (1997b): Faunistic and taxonomic studies on ciliates (Protozoa, Ciliophora) from clean rivers in Bavaria (Germany), with descriptions of new species and ecological notes. — Limnologica (Berlin) **27**: 179–238.

FOISSNER W. (1998a): An updated compilation of world soil ciliates (Protozoa, Ciliophora), with ecological notes, new records, and descriptions of new species. — Europ. J. Protistol. **34**: 195–235.

FOISSNER W. (1998b): Ciliaten (Protozoa: Ciliophora) als Epizoen aquatischer und terricoler Insekten. — Öst. Entomol. Koll. 1998, Univ. Salzburg (Abstract book without pagination).

FOISSNER W. (1999): Floodplain soils — untouched protozoan biotopes. In: HANSEN P.J. & FENCHEL T. (Ed.): Book of Abstracts. 3rd Europ. Congr. Protistol. 9th Europ. Conf. Ciliate Biol. Helsingor: 30, Abstr.

Foissner W. (2003a): *Cultellothrix velhoi* gen. n., sp. n., a new spathidiid ciliate (Ciliophora: Haptorida) from a Brazilian floodplain soil. — Acta Protozool. **42**: 47–54.

Foissner W. (2003b): Pseudomaryna australiensis nov. gen., nov. spec. and Colpoda brasiliensis nov. spec., two new colpodids (Ciliophora, Colpodea) with a mineral envelope. — Europ. J. Protistol. **39**: 199–212.

Foissner W. & Foissner I. (1988): Stamm: Ciliophora. — Catalogus Faunae Austriae **Ic**: 1–147.

Foissner W. & Moog O. (1992): Die Gewässergüte der Unteren Traun im Spiegel ihrer Wimpertier-Gesellschaften. — Kataloge des O.Ö. Landesmuseums Linz, Neue Folge **54**: 99–107.

Foissner W., Blatterer H., Berger H. & Kohmann F. (1991): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea. — Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **1/91**: 1–478.

Foissner W., Berger H. & Kohmann F. (1992a): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida. — Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **5/92**: 1–502.

Foissner W., Unterweger A. & Henschel T. (1992b): Comparison of direct stream bed and artificial substrate sampling of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in a mesosaprobic river. — Limnologica (Berlin) **22**: 97–104.

Foissner W., Unterweger A. & Henschel T. (1992c): Beitrag zur Ciliatenfauna (Protozoa: Ciliophora) einiger Seitenbäche der Amper (Oberbayern, Deutschland). — Lauterbornia **9**: 45–57.

Foissner W., Berger H. & Kohmann F. (1994): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida. — Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **1/94**: 1–548.

Foissner W., Berger H., Blatterer H. & Kohmann F. (1995): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band IV: Gymnostomatea, Loxodes, Suctoria. — Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **1/95**: 1–540.

Foissner W., Berger H. & Schaumburg J. (1999): Identification and ecology of limnetic plankton ciliates. — Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **3/99**: 1–793.

Foissner W., Agatha S. & Berger H. (2002): Soil ciliates (Protozoa, Ciliophora) from Namibia (Southwest Africa), with emphasis on two contrasting environments, the Etosha Region and the Namib Desert. Part I: Text and line drawings. Part II: Photographs. — Denisia **5**: 1–1459.

Fukuda M., Ashida A., Tomaru Y. & Nakano S. (2004): An improved method for collecting heterotrophic microorganisms living on pebbles in streams. — Limnology **5**: 41–46.

Grolière C.-A., Chakli R. & Sparagano O. (1990): Application de la colonisation d'un substrat artificiel par les ciliés à l'ètude de la qualité des eaux d'une rivière. — Europ. J. Protistol. **25**: 381–390.

Gücker B. & Fischer H. (2003): Flagellate and ciliate distribution in sediments of a lowland river: relationships with environmental gradients and bacteria. — Aquat. Microb. Ecol. **31**: 67–76.

Hul M. (1986): Ciliata in bacterial and fungal communities in the River Lyna (North-Eastern Poland). — Acta hydrobiol., Kraków **28**: 149–164.

Hülsmann N. & Galil B.S. (2001): The effects of freshwater flushing on marine heterotrophic protists. — Implications for ballast water management. — Mar. Poll. Bull. **42**: 1082–1086.

Junk W.J. (2001): The flood pulse concept of large rivers: learning from the Tropics. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **27**: 3950–3953.

Kahl A. (1930): Urtiere oder Protozoa I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria) 1. Allgemeiner Teil und Prostomata. — Tierwelt Dtl. **18**: 1–180.

Kahl A. (1931): Urtiere oder Protozoa I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria) 2. Holotricha außer den im 1. Teil behandelten Prostomata. — Tierwelt Dtl. **21**: 181–398.

Kahl A. (1932): Urtiere oder Protozoa I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria) 3. Spirotricha. — Tierwelt Dtl. **25**: 399–650.

Kahl A. (1935): Urtiere oder Protozoa I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria) 4. Peritricha und Chonotricha. — Tierwelt Dtl. **30**: 651–886.

Karatayev A.Y., Mastitsky S.E., Burlakova L.E., Molloy D.P. & Vezhnovets G.G. (2003): Seasonal dynamics of endosymbiotic ciliates and nematodes in Dreissena polymorpha. — J. Invertebr. Pathol. **83**: 73–82.

Kaur P. & Mehra N.K. (2001): Epiphytic ciliated protozoan communities along a pollution gradient in the River Yamuna, Delhi: implications for the assessment of water quality and biodiversity. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **27**: 4043–4052.

Kobayashi T., Shiel R.J., Gibbs P. & Dixon P.I. (1998): Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River: comparison of community structure with other rivers. — Hydrobiologia **377**: 133–145.

Kovalchuk A.A. (1997a): Cilioplankton of the River Tisa (in Ukraine). — Proceedings of the International Regional Seminar Environment Protection: Modern Studies in Ecology and Microbiology **1**: 441–446.

Kovalchuk A.A. (1997b): Cilioperiphyton of the River Tisa (in Ukraine). — Proceedings of the International Scientific-Practical Conference (Ukraine, Rakchiv) **1997**: 94–98.

Krainer K.H. (1999): Vorläufiges Verzeichnis der Wimpertierchen Kärntens (Ciliata). — Naturschutz in Kärnten **15**: 665–671.

Krieg H.-J. (1999): Mikrobenthos. — In: Tümpling W.v. & Friedrich G. (Hrsg.): Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung, Bd. **2**. Gustav Fischer Verlag, Jena: 153–185.

Krieg H.-J. & Riedel-Lorjé J.-C. (1991): Randbedingungen beim Einsatz von Aufwuchs-Untersuchungen zur Gewässergütebewertung. — Gas- und WassFach (Wasser/Abwasser) **132**: 20–24.

Kuhlmann H.-W. (1999): Induzierbare Verteidigungsmechanismen. — Biologie in unserer Zeit **29**: 292–300.

Lair N., Reyes-Marchant P. & Jacquet V. (1998): Développement du phytoplancton, des cilies et des rotiferes sur deux sites de la Loire moyenne (France), en période d'étiage. — Annls Limnol. **34**: 35–48.

Liebmann H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasser-Biologie. Biologie des Trinkwassers, Badewassers, Fischwassers, Vorfluters und Abwassers. Band I. — R. Oldenbourg, München.

MADONI P. (2000): The acute toxicity of nickel to freshwater ciliates. — Envir. Poll. **109**: 53–59.

MADONI P. & BASSANINI N. (1999): Longitudinal changes in the ciliated protozoa communities along a fluvial system polluted by organic matter. — Europ. J. Protistol. **35**: 391–402.

MATIS D. & TIRJAKOVÁ E. (1995): The impact of the hydroelectric power structures Gab_íkovo on the ciliate communities (Ciliophora). — Gab_íkovo Part of the Hydrolelectric Power Project – Environmental Impact Review year **1995**: 241–250.

MCCORMICK P.V., BELANGER S.E. & CAIRNS J. Jr. (1997): Evaluating the hazard of dodecyl alkyl sulphate to natural ecosystems using indigenous protistan communities. — Ecotoxicology **6**: 67–85.

MOLLOY D.P., LYNN D.H. & GIAMBERINI L. (2005): Ophryoglena hemophaga n. sp. (Ciliophora: Ophryoglenidae): a parasite of the digestive gland of zebra mussels Dreissena polymorpha. — Dis. Aquat. Org. **65**: 237–243.

OPRAVILOVÁ V. (1998): Micro- and meiobenthos in the hyporheos of artificial brooks. — In: BRETSCHKO G. & HELESIC J. (Ed.), Advances in River Bottom Ecology, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 245–248.

PACKROFF G. (1994): Die Ciliaten des Breitenbachs; faunistisch-ökologische Untersuchungen an einem Mittelgebirgsbach. — Diss. Univ. Marburg: 1–178.

PACKROFF G. & ZWICK P. (1996): The ciliate fauna of an unpolluted foothill stream, the Breitenbach, 1: Qualitative aspects. — Limnologica (Berlin) **26**: 255–262.

PACKROFF G. & ZWICK P. (1998): The ciliate fauna of an unpolluted foothill stream, the Breitenbach, 2: Quantitative aspects of the ciliates (Ciliophora; Protozoa) in fine sediments. — Europ. J. Protistol. **34**: 436–445.

PANTLE R. & BUCK H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. — Besondere Mitt. Deutsch. Gewässerkundl. Jb. (Gewäserkundl. Tag. Freiburg 1955) **12**: 135–143.

PARRY J.D. (2004): Protozoan grazing of freshwater biofilms. — Adv. appl. Microbiol. **54**: 167–196.

PETZ W. (2003): Ciliate biodiversity in Antarctic and Arctic freshwater habitats – a bipolar comparison. — Europ. J. Protistol., **39**: 491–494.

PICARD V. & LAIR N. (2005): Spatio-temporal investigations on the planktonic organisms of the Middle Loire (France), during the low water period: biodiversity and community dynamics. — Hydrobiologia **551**: 69–86.

PRAST M., ARNDT H. & SCHÖL A. (2003): Untersuchungen zum planktischen Nahrungsnetz in Rhein und Mosel mittels Videomikroskopie. — Hydrologie und Wasserbewirtschaftung **47**: 102–107.

PRIMC B. (1984): Utjecaj organskog onečišćenja na naseljavanje trepetljikaša na obrastajne podloge u tekućim vodama [Einfluss von organischer Verunreinigung auf die Besiedlung der Ciliaten auf die Bewuchsfläche in Fließgewässern]. — Bilten Društva ecologa Bosne i Hercegovine, Serija B – Naučni skupovi i savjetovanje **1**: 497–501 [in Serbokroatisch mit deutscher Zusammenfassung].

PRIMC B. (1988): Trophic relationships of ciliated protozoa developed under different saprobic conditions in the periphyton of the Sava River. — Biol. Glasn. **90**: 349–353.

PRIMC-HABDIJA B. & HABDIJA I. (1991): Distribution of ciliated protozoa in periphytic communities of Karst running waters. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **24**: 2021–2023.

PRIMC-HABDIJA B., HABDIJA I., MEŠTROV M. & RADANOVIĆ I. (1996): Composition of ciliate fauna and its seasonal changes in fluvial drift. — Aquatic Sciences **58**: 224–240.

PRIMC-HABDIJA B., HABDIJA I. & RADANOVIĆ I. (1998): Seasonal changes in trophic structure of periphytic ciliates in relation to discharge regime. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **26**: 1116–1119.

RIBBLETT S.G., COATS D.W. & PALMER M.A. (2002): Abundance and diversity of ciliate protists on decomposing leaves in a Piedmont stream. — 9th East Coast Conference on Protozoology, June 9–10, 2001, Bryant College, Smithfield, Rhode Island. J. Euk. Microbiol. **49**: 5A.

RIBBLETT S.G., PALMER M.A. & COATS D.W. (2005): The importance of bacterivorous protists in the decomposition of stream leaf litter. — Freshwat. Biol. **50**: 516–526.

RIEDEL-LORJÉ J.C. (1981) : Untersuchungen über den Indikationswert von Aufwuchs in Süß- und Brackwasserzonen des Elbe-Aestuars unter Berücksichtigung industrieller Einleitungen. — Arch. Hydrobiol. Suppl. **61**: 153–226.

RÖTTGER R. (2001): Wörterbuch der Protozoologie. — Protozoological Monographs **2**: 1–288.

RUSTIGE K.H. & FRIEDRICH C. (1994): Zur Träger- und trägertopographischen Spezifität der epizoischen Ciliaten auf Asellus aquaticus. Mit Bestimmungsschlüssel. — Ber. Naturwiss. Verein Bielefel u. Umgegend **35**: 269–310.

RUSTIGE K.H. & MANNESMANN R. (1991): Die Verbreitung der epizoischen Ciliaten von Gammarus pulex L. im Johannisbachsystem des Ravensberger Hügellandes (Ostwestfalen). — Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend **32**: 291–321.

RUSTIGE K.H. & MANNESMANN R. (1993): Die Verbreitung der Gammarus-Epizoen und ihre Bedeutung im Rahmen der Gewässeranalyse. — Limnologica (Berlin) **23**: 39–45.

RUSTIGE K.H. & MANNESMANN R. (1994): Zur Verbreitung und Indikatorfunktion der epizoischen Ciliaten (Protozoa: Ciliophora) auf Asellus aquaticus (L.). — Limnologica (Berlin) **24**: 231–237.

RUSTIGE K.H., FRIEDRICH C. & KÜLZER H.A. (1997): Distribution patterns of sessile cilates in salt-polluted running water systems. — Limnologica **27**: 85–90.

SCHERWASS A. & ARNDT H. (1999): Bestimmung der Ciliatenabundanz im Potamoplankton großer Flüsse – ein Methodenvergleich und erste Ergebnisse am Beispiel des Rheins. — Posterbeitrag auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Protozoologie in Schoental.

SCHERWASS A. & ARNDT H. (2005): Structure dynamics and control of the ciliate fauna in the potamoplankton of the river Rhine. — Arch. Hydrobiol.: **164**: 287–307.

SCHERWASS A., EIMER A. & ARNDT H. (2001): Selective influence of filter-feeding benthic bivalves (*Corbicula* sp., *Mytilus* sp.) on planktonic ciliates. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **27**: 3315–3318.

SCHERWASS A., WICKHAM S.A. & ARNDT H. (2002): Determination of the abundance of ciliates in highly turbid running waters – an improved method tested for the River Rhine. — Arch. Hydrobiol. **156**: 135–143.

SCHMID-ARAYA J.M. (1994): Spatial and temporal distribution of micro-meiofaunal groups in an alpine gravel stream. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **25**: 1649–1655.

SCHMITZ M.M. (1985): Ökologische und systematische Untersuchungen an Ciliaten (Protozoa, Ciliophora) des Rheines bei Bonn, Bundesrepublik Deutschland. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **22**: 2292–2296.

SCHÖDEL H. (1987): Seßhafte Wimpertiere (Peritricha, Chonotricha, Suctoria) auf Asellus aquaticus und Gammariden. — Limnologica (Berlin) **18**: 83–166.

SCHÖDEL H. (1998): Epizoische Wimpertiere (Ciliophora: Peritrichia) auf Neozoen aus dem Main-Donau-Kanal. — Lauterbornia **33**: 41–44.

SCHÖDEL H. (1999): *Epistylis loricata* n.sp. (Ciliophora, Peritrichia), eine neue epizoisch auf *Jaera istri* (Isopoda) lebende Art aus dem Main. — Lauterbornia **36**: 75–79.

SCHÖNBORN W. (1981): Die Ziliatenproduktion eines Baches. — Limnologica (Berlin) **13**: 203–212.

SCHÖNBORN W. (1982): Die Ziliatenproduktion in der mittleren Saale. — Limnologica (Berlin) **14**: 329–345.

SCHÖNBORN W. (1992a): Comparative studies on the production biologiy of protozoan communities in freshwater and soil ecosystems. — Arch. Protistenk. **141**: 187–214.

SCHÖNBORN W. (1992b): The role of protozoan communities in freshwater and soil ecosystems. — Acta Protozool. **31**: 11–18.

SCHÖNBORN W. (1992c): Fließgewässerbiologie. — G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.

SCHÖNBORN W. (1995): Defensive reactions of stream ecosystems in the early stages of pollution. Ecological importance and possibilities of ecosystem-adequate restoration methods. — Int. Revue ges. Hydrobiol. **80**: 655–666.

SCHÖNBORN W. (1996): Colonization and structure of natural and artifical microhabitats (stone and slide surfaces, interstitial spaces between algal and wool filaments, as well as in sediments and foamed plastic) in the Ilm, a small stream of the middle mountain region (Thuringia, Germany). — Limnologica (Berlin) **26**: 385–391.

SHEN Y.F., FENG W.S., GU M.R., WANG S.D., WU J.Z. & TA Y.Y. (1995): Monitoring of River Pollution. — China Architecture & Building Press, Wuhan.

SLÁDEČEK V. (1973): System of water quality from the biological point of view. — Arch. Hydrobiol. Beih. **7**: 1–218.

SLÁDEČEK V. & SLÁDEČKOVÁ A. (1998): Revision of polysaprobic indicators. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **26**: 1277–1280.

SLEIGH M.A., BALDOCK B.M. & BAKER J.H. (1992): Protozoan communities in chalk streams. — Hydrobiologia **248**: 53–64.

SOLA A., LONGÁS J.F., SERRANO S. & GUINEA A. (1996): Influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates in the River Henares (Central Spain). — Hydrobiologia **324**: 237–252.

ŠRÁMEK-HUŠEK R. (1958): Die Rolle der Ciliatenanalyse bei der biologischen Kontrolle von Flußverunreinigungen. — Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. **13**: 636–645.

STÖSSEL F. (1987): Effect of the coefficients of discharge on ciliate populations of a running water contaminated by municipal wastewater. — Arch. Hydrobiol. **108**: 483–497.

STÖSSEL F. (1989): On the ecology of ciliates in riverwaters: The evaluation of water quality via ciliates and filamentous bacteria. — Aquatic Sciences **51**: 235–248.

TIRJAKOVÁ E. (1991): Species identity of ciliates (Ciliophora) in different biotope types. — Biológia, Bratisl. **46**: 865–871.

TIRJAKOVÁ E. (1992): Ciliophora of the riverside zone of the Danube river system. — Acta Fac. Rerum nat. Univ. comen., Bratisl., Series Zoologia **36**: 71–80.

TIRJAKOVÁ E. (1993): Štruktúra a dynamika populácií nálevníkov (Ciliophora) rieky Turiec. — Biológia, Bratisl. **48**: 131–139.

TIRJAKOVÁ E. (2003): Micro- and Meiozoobenthos with focus on ciliates (Ciliophora) of the Gidra River basin. — Acta Zool. Univ. Comenianae **45**: 29–40.

TIRJAKOVÁ E. & DEGMA P. (1996): 4. Microbenthos. — In KRNO I. (Ed.): Limnology of the Turiec river basin (West Carpathians, Slovakia). Biológia, Bratisl. **51**/Suppl. 2: 13–22.

TIRJAKOVÁ E. & MATIS D. (1987): Ciliated Protozoa (Ciliophora) from submerged, wet, moist and dry mosses in selected localities of Slovenský raj. — Acta Fac. Rerum nat. Univ. comen., Bratisl., Series Zoologia **29**: 1–16.

TÜMPLING W.V. & FRIEDRICH G. (1999): Methoden der biologischen Wasseruntersuchung. Bd. 2. Biologische Gewässeruntersuchung. — Gustav Fischer Verlag, Jena.

WEITERE M., SCHMIDT-DENTER K. & ARNDT H. (2003): Laboratory experiments on the impact of biofilms on the plankton of a large river. — Freshw. Biol. **48**: 1983–1992.

WEITERE M., SCHERWASS A., SIEBEN K.-T. & ARND H. (2005): Planktonic food web structure and potential carbon flow in the lower river Rhine with a focus on the role of the protozoans. — River Research and Applications: **21**: 535–549.

WIACKOWSKI K. (1981): Analysis of Ciliata from polluted sector of the River Drwinka on the basis of binary data. — Arch. Hydrobiol. **23**: 319–329.

WIACKOWSKI K., FYDA J. & CIEĆKO A. (2004): The behaviour of an omnivorous protozoan affects the extent of induced morphological defence in a protozoan prey. — Freshwat. Biol. **49**: 801–809.

WIDERA J. (2000): Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation – Einflüsse auf die Protozoengemeinschaft eines Stadtbaches. — Essener Ökologische Schriften **13**: 1–231.

ZELINKA M. & MARVAN P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. — Arch. Hydrobiol. **57**: 389–407.

ZIMMERMANN H. (1997): The microbial community on aggregates in the Elbe Estuary, Germany. — Aquat. Microb. Ecol. **13**: 37–46.

ZIMMERMANN-TIMM H. (1999): Ästuare. — In: TÜMPLING W.V. & FRIEDRICH G. (Hrsg.): Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung, Bd. 2. Gustav Fischer Verlag, Jena: 482–534.

ZIMMERMANN-TIM H., HOLS H. & MÜLLER S. (1998): Seasonal dynamics of aggregates and their typical biocoenosis in the Elbe Estuary. — Estuaries **21**: 613–621.

Anschrift des Verfassers:

Mag. Dr. Hubert BLATTERER
Amt der Oberösterreichischen Landesregierung
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft,
Gewässerschutz,
Kärntnerstraße 12
4021 Linz
Austria
E-Mail: hubert.blatterer@ooe.gv.at